

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Hydrologie, Hydrochimie, Sols, Environnement

Présentée et soutenue par :

Mme AURORE ASSAKER

le vendredi 5 février 2016

Titre :

HYDROLOGIE ET BIOGEOCHIMIE DU BASSIN VERSANT DU FLEUVE IBRAHIM: UN OBSERVATOIRE DU FONCTIONNEMENT DE LA ZONE CRITIQUE AU LIBAN

Ecole doctorale :

Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace (SDUEE)

Unité de recherche :

Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (ECOLAB)

Directeur(s) de Thèse :

M. JEAN-LUC PROBST

M. TALAL DARWISH

Rapporteurs :

Mme SOUAD HAIDA, UNIVERSITE IBN TOFAIL

M. PHILIPPE AMIOTTE SUCHET, UNIVERSITE DE BOURGOGNE

Membre(s) du jury :

Mme ANNE PROBST, INP TOULOUSE, Président

M. JEAN-LUC PROBST, INP TOULOUSE, Membre

M. ROMAN TEISSERENC, INP TOULOUSE, Membre

M. STEPHANE BINET, UNIVERSITE D'ORLEANS, Membre

M. TALAL DARWISH, CENTER FOR REMOTE SENSING BEYROUTH, Membre

M. WOLFGANG LUDWIG, UNIVERSITE DE PERPIGNAN, Membre

HYDROLOGIE ET BIOGÉOCHIMIE DU BASSIN VERSANT DU FLEUVE IBRAHIM : UN OBSERVATOIRE DU FONCTIONNEMENT DE LA ZONE CRITIQUE AU LIBAN

AURORE ASSAKER

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pu aboutir sans le soutien de nombreuses personnes et de plusieurs centres de recherche.

Tout d'abord je remercie Anne PROBST pour toutes ses contributions et de l'honneur qu'elle me fait en présidant le jury.

J'exprime mes remerciements à Wolfgang LUDWIG, directeur du CEFREM à Perpignan, à Philippe AMIOTTE SUCHET, maître de conférences à l'université de Bourgogne dans l'UMR Biogéosciences et à Souad HAID, professeur à l'Université Ibn Tofail au Maroc d'avoir accepté d'être examinateurs et rapporteurs de ma thèse.

J'adresse aussi mes remerciements à Roman TEISSERENC, maître de conférences à l'INPT pour son implication lors du démarrage de ce projet, et à Stéphane BINET, maître de conférences à l'université d'Orléans, pour leurs conseils scientifiques. Merci d'avoir accepté d'examiner ce travail !

Je tiens à remercier Jean-Luc PROBST, mon directeur de thèse. Tout au long de ce travail, il a su me transmettre son savoir avec patience et générosité. En m'appuyant scientifiquement sur ses travaux, j'ai eu le privilège d'avoir accès à de riches connaissances. Ainsi, la biogéochimie est devenue une passion pour moi !

Aux membres et personnels du Conseil National de la Recherche Scientifique Libanais, merci de votre implication à soutenir la recherche au Liban. Sans votre engagement la science serait en danger.

Je remercie Talal DARWISH, ancien directeur du Centre National de Télédétection au Liban, qui m'a encadrée depuis le master et qui m'a introduite au centre et présentée aux différents chercheurs. Merci à Ghaleb FAOUR, directeur actuel du CNT et les chercheurs Chadi ABDALLAH et Amin SHABAN pour leur support scientifique. Un grand merci à l'ingénieur topographe Mahmoud NOUN qui m'a assisté avec sa grande joie.

Je remercie également Gaby KHALAF et Marie-ABBOUD directeurs au Centre National des Sciences Marines - CNRSL pour tous leurs conseils. Merci encore à mes collègues Elissar, Abed Rahman, Anthony et Myriam pour leurs encouragements.

Merci à Bilal NSOULI, directeur de la Commission libanaise de l'Énergie atomique - CNRSL de m'avoir accueillie chaleureusement dans son centre ! Également, merci à Kamal SLIM, professeur à la faculté des sciences de l'Université libanaise pour tous ses apports, ses conseils et ses connaissances. Merci encore de m'avoir initiée avec patience au monde des diatomées !

J'exprime de même toute ma sympathie envers toute l'équipe d'EcoLab. Merci à Annick CORRÈGE qui m'a toujours répété que tout va bien se passer. Je remercie infiniment David BAQUÉ et Gaël LEROUX et Georges MERLINA pour toutes leurs assistances apportées à ce travail. De même je remercie tous les assistants de l'équipe : Marie-Joe, Virginie, Regine, Fred et Didier.

J'exprime mes remerciements à Riad El Soleh KHODARI Chef de Service Climatologie de l'Aéroport International de Beyrouth, pour sa collaboration dans le cadre de ma thèse.

Merci à Khaled ELOMARI directeur du laboratoire du Centre de Qualité et Contrôle – Chambre de Commerce et d'industrie et d'agriculture de m'avoir dépannée pour mes analyses chimiques.

Merci aux familles BENECHE, CONSTANT et CHÂTELAINS de m'avoir chaleureusement entourée durant mes séjours en France.

J'aurai eu du mal à terminer sans le soutien de mes amis. Merci à Elissar la soeur que je n'ai jamais eu. Merci à Helene et Marwan mes anges gardiens. *Il n'y a de bonheur possible pour personne sans le soutien du courage* (ALAIN). De même, merci à Rizkallah AYOUB pour votre serviabilité et disponibilité. Merci à Gérard BEJJANI, ta gentillesse et ta générosité sont incomparables.

Pour terminer un grand merci à mes parents Joseph et Hayganoush. C'est grâce à vos sacrifices et que j'ai réussi à avoir ce titre de doctorat ! Ainsi qu'à mes frères Kozhaya et Ewa, Bernard et Jean-Claude. Vous avez tous participé à ce travail en me soutenant dans mes moments de doute.

Merci au Conseil National de la Recherche Scientifique au Liban, à l'Agence Universitaire de la Francophonie, à Campus France en France et à L'Institut National Polytechnique de Toulouse qui ont financé ce projet et mes séjours en France. Mes remerciements les plus chaleureux vont également à Charles TABET, chargé des bourses au CNRS Liban, qui m'a encouragée depuis le début de cette thèse.

RÉSUMÉ

Cette thèse constitue une étude de référence sur la qualité des ressources hydriques du bassin versant du fleuve Ibrahim au Liban, notamment avant la construction d'un grand barrage (Jannah). Pour ce faire, 7 stations (NI7 à NI1) ont été sélectionnées de l'amont vers l'aval sur l'Ibrahim et ses sources karstiques. L'ensemble des sept sous bassins a été caractérisé d'un point de vue hydroclimatologie et états de surface (sols, végétation, cultures, géologie, relief). Les débits mesurés à l'amont (2 stations) et à l'aval (1 station) nous ont permis de reconstituer les débits des autres stations intermédiaires grâce à des relations débits-surfaces spécifiques.

À partir de prélèvements et d'analyses chimiques de la composition des eaux tout au long d'un cycle hydrologique et avec une fréquence mensuelle, les flux de matières exportées en solution par l'Ibrahim ont été estimés à 122 372 t/an. 80% de ce tonnage est exporté durant la période des hautes eaux. À partir de ce tonnage, on a pu estimer que l'altération chimique des roches carbonatées sur l'ensemble du bassin s'effectue à la vitesse de 81 cm/10000 ans. Cette altération consomme un flux élevé de CO_2 typique des régions carbonatées soumises à un drainage intense (1500 mm/an), soit 2,23 $x10^6$ moles/km^2/an de CO_2.

L'analyse de la concentration en éléments traces dans les sédiments de fond des cours d'eau, intégrateurs des transports solides, en hautes eaux et en basses eaux, montre des concentrations élevées pour le Sc, V, Cr, Co, Ni, Ga et Cu en passant de NI5 jusqu'à NI2. L'évaluation du degré de cette contamination et de sa variation spatio-temporelle a été effectuée grâce au facteur d'enrichissement en normalisant par rapport à l'aluminium et en prenant les sédiments de la station amont NI7 (source karstique) considérés comme peu ou pas contaminés en ET, comme fond géochimique naturel. Des teneurs élevées en Zn, Pb, Cu et d'autres éléments traces montrent que dans cette région où les activités industrielles, agricoles, et urbaines sont développées, il existe un apport anthropique non négligeable en éléments métalliques. Mais cette contamination reste modérée.

Mots clés :

Bassin versant, zone critique, fleuve Ibrahim, érosion chimique, sédiments fluviaux, éléments traces, carbonates, flux de CO_2, terres rares.

ABSTRACT

Throughout the study framework conducted on the quality of the water resources in the Ibrahim River watershed in Lebanon (notably before the construction of a large dam, Jannah), 7 stations (NI7 to NI1) were selected, from upstream to downstream, including its karst springs.

Hydroclimatological and specific catchment characteristics (such as land cover use, geology, hydrology, soil and topography) where characterized for the whole seven sub-basins respectively. Discharge data from the sources (2 stations) and the basin outlet (1 station) enhanced our study to determine and further calculate the discharge of other stations.

Sampling and analyzing the chemical composition of water collected monthly during one hydrological cycle allowed us to determine the amount of dissolved material carried by the Ibrahim River. The river flux of dissolved material was estimated at 122 372 tons / year of which 80% of is exported during high flow season. Therefore this flux allowed us to estimate the rate of chemical weathering of carbonate rocks across the basin at 81 cm / 10000 years. This alteration consumes a high flux of CO_2 (around $2{,}23 \times 10^6$ moles/km^2/year of CO_2) typical for carbonate regions subject to intense drainage (1500 mm).

The analysis for the concentration of trace elements in fluvial sediments for the Ibrahim River for the low and high flow periods shows high concentrations of Sc, V, Cr, Co, Ni, Cu and Ga in the from NI5 station up to NI2. The assessment of the extent of the contamination and its spatio-temporal variation was conducted using the enrichment factor by normalizing to aluminium concentration and using the element concentrations in the sediments of station NI7 (karstic sspring) considered as the natural geochemical background for this catchment. High levels of Zn, Pb, Cu and other traces of noticeable elements show that in this region where industrial, agricultural and urban activities are developed, there is a significant anthropogenic contribution for some metallic elements; thus the trace element contamination remains moderate.

Keywords

River basin, critical zone, Ibrahim River, chemical erosion, fluvial sediments, trace elements, carbonates, CO_2 flux, rare earth elements.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES X

LISTE DES TABLES XV

INTRODUCTION GÉNÉRALE 1

CHAPITRE I 7
CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET ÉTAT DE L'ART SUR LE BASSIN VERSANT DE L'IBRAHIM 7

INTRODUCTION 7
1.1. Qu'est-ce que la zone critique ? 8
1.2. L'eau et la zone critique 11
1.3. État des ressources hydriques au Liban 13
1.4. Les éléments traces métalliques 15
1.5. Les rivières et les sources d'eau douce au Liban 17
1.5.1. Les rivières 17
1.5.2. Les sources 24
1.6. Plan de secours mis en place par l'état libanais 26
1.7. Les diatomées 28
CONCLUSION 29

CHAPITRE II 31
ZONE D'ÉTUDE ET MÉTHODOLOGIE 31

INTRODUCTION 31
2.1. La zone d'étude 32
2.1.1. Localisation géographique du bassin versant de la Rivière Ibrahim 32
2.1.2. Description du bassin 32
2.1.3. Le fleuve Ibrahim 34
2.1.4. Production d'énergie électrique 34
2.1.5. Le climat selon la période 35
2.1.5.1. La température 35
2.1.5.2. L'évapotranspiration 36
2.1.5.3. La pluviométrie 36
2.1.6. Géologie 37
2.1.7. Le sol 39
2.1.8. Modes d'occupation des sols 41
2.1.8.1. Les terrains naturels non productifs 43

2.1.8.2. La surface boisée 43
2.1.8.3. Végétations herbacées 44
2.1.8.4. Territoire agricole 44
2.1.8.5. Territoire artificialisé 44
2.1.8.6. Surface en eau 45
2.2. Les sous bassins du BVRI 45
2.2.1. Choix et présentation des stations 45
2.2.2. Caractéristiques des stations 47
2.2.3. Caractéristiques des sept sous bassins 50
2.2.3.1. Caractéristiques physiques 51
2.2.3.2. Caractéristiques pédologiques 52
2.2.3.3. Caractéristiques géologiques et lithologiques 53
2.2.3.4. Mode d'occupation des sols 53
2.3. Variables climatologiques et hydrologiques 55
2.3.1. Climatologie 55
2.3.1.1. Stations météorologiques 55
2.3.1.2. Reconstitution des précipitations moyennes 55
2.3.1.3. Diagramme ombrothermique 57
2.3.2. Hydrologie 57
2.3.2.1. Stations hydrométriques dans le BVRI 57
2.3.2.2. Hydrogramme annuel de la Rivière Ibrahim 58
2.3.2.3. Variations amont-aval des débits 59
2.3.2.4. Contribution des sources karstiques aux volumes écoulés par l'Ibrahim à l'embouchure 61
2.3.2.5. Période d'étude 62
2.3.3.6. Reconstitution des débits pour les stations intermédiaires 63
2.3.3.6.1. Relations « débits-précipitations » 63
2.3.3.6.2. Relations « débits-surface » 64
CONCLUSION 67

CHAPITRE III 69
MÉTHODE D'ÉTUDE 69

3.1. Les eaux de surface 69
3.1.1. Méthodes de prélèvement et conditionnement des échantillons 69
3.1.2. Mesure des variables physico-chimiques 70
3.1.3. Méthodes analytiques au laboratoire 70
3.1.3.1. Le dosage des anions et des cations 70
3.1.3.2. L'alcalinité 71
3.1.3.3. Le Carbone organique dissous (COD) 71
3.1.3.4. Les diatomées 72
3.2. Les sédiments de fonds 73
3.2.1. Méthode d'échantillonnage 74
3.2.2. Traitement physique des échantillons de sédiments 74
3.2.2.1. Séchage 74
3.2.2.2. Quartage 74

3.2.2.3. Séparation des grains et broyage. 74
3.2.2.4. Tamisage des sédiments 74
3.2.3. Fusion alcaline 75
3.2.3.1. Minéralisation des sédiments 75
3.2.3.2. Méthodes analytiques 76
3.2.3.3. Analyse des éléments majeurs et des éléments traces 76
3.2.3.4. Validation du protocole d'attaque 77
3.2.4. Extraction de la phase labile 77
3.2.4.1. Dosage des éléments traces métalliques 77
3.2.4.2. Validation du protocole 78
3.2.5. Analyse élémentaire C et N 81
3.2.6. Granulométrie et microgranulométrie 81
3.2.7. Surface spécifique 82
CONCLUSION 82

CHAPITRE VI 85
COMPOSITION CHIMIQUE DES EAUX ET TRANSPORTS EN SOLUTION 85

4.1. Composition chimique des eaux 85
4.1.1. Température, pH et conductivité des eaux de la Rivière Ibrahim 85
4.1.2. Chimie des éléments majeurs 86
4.1.3. L'alcalinité 91
4.1.4. Le diagramme ternaire de Piper (1953) 92
4.1.5. Carbone Organique Dissous COD 93
4.1.5.1. Origine du COD dans les eaux de la Rivière Ibrahim 93
4.2. Éléments en solution transportés par l'Ibrahim 96
4.2.1. Évolution des concentrations au cours du cycle hydrologique 97
4.2.2. Relation « débit-concentration » 101
4.3. Bilan géochimique du bassin versant de la Rivière Ibrahim 106
4.3.1. Tonnages des matériaux exportés en solution 106
4.3.2. Variation des flux de matières de l'amont à l'aval 108
4.3.2.1. Variation du tonnage mensuel par rapport au tonnage total des flux de matières en solution 110
4.3.2.2. Comparaison de l'évolution amont-aval des flux de matières en solution en période de hautes et basses eaux du BVRI 112
4.3.2.3. Relations entre les flux mensuels et les débits 120
CONCLUSION 120

CHAPITRE V 121
COMPOSITION PHYSICO-CHIMIQUE DES SÉDIMENTS ET FACTEURS D'ENRICHISSEMENT 121

INTRODUCTION : LES SÉDIMENTS DE FOND 121
5.1. Granulométrie et microgranulométrie 122
5.1.1. Les sols du bassin versant de l'Ibrahim 122

5.1.2. Les sédiments de fond 123
5.2. Surfaces spécifiques (SS) 126
5.3. Composition en éléments majeurs 128
5.4. Analyse élémentaire C et N 129
5.5. Les terres rares 131
5.5.1. Concentrations en terres rares et variabilité saisonnière 132
5.5.2. Distribution des profils de REE normalisées par rapport au PAAS 136
5.5.3. Origine du fractionnement entre les LREE et les HREE 139
5.6. Les éléments traces (ET) 143
5.6.1. Variation des éléments traces dans les fractions fines 143
5.6.2. Variation spatio-temporelle des ET dans les sédiments du BVRI 145
5.6.3. Enrichissement et origine des ET 151
5.6.3.1 Enrichissement des ET dans les sédiments du BVRI 153
5.6.3.2. Contribution anthropique vs contribution naturelle 155
5.6.4. Labilité des ET 160
CONCLUSION 162

CHAPITRE VI 165
BILAN DE L'ÉROSION CHIMIQUE ET CONSOMMATION DE CO_2 ATMOSPHÉRIQUE 165

INTRODUCTION 165
6.1. Altération des carbonates sur le bassin versant de l'Ibrahim 168
6.2. Flux de CO_2 consommé par l'érosion chimique 171
6.3. Comparaison des valeurs du BVRI aux valeurs internationales 173
CONCLUSION 179

CONCLUSION GÉNÉRALE 180

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 187

ANNEXES 199

Annexe 1 : Le Nahr Ibrahim, objet d'intérêt écologique depuis l'histoire 199
Annexe 2 : Corrélation établie entre les données de précipitations des deux stations Kartaba et Kaslik 202
Annexe 3 : Moyennes annuelles de précipitations sur le BVRI 203
Annexe 4 : Différentes classes occupées de sol qui se trouvent dans les 7 sous bassins du BVRI 204
Annexe 5 : Tonnage annuel par station pour tous les éléments étudiés, pour les périodes de hautes et basses eaux respectivement 205
Annexe 6 : Les tonnages respectifs pour le sodium, le potassium, et les chlorures 206
Annexe 7 : Limite de détermination (LD) du protocole de la fusion alcaline du SARM ... 207
Annexe 8 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales des ET mesurés dans les SF du BVRI 209

Annexe 9 : Using Remote Sensing and GIS techniques to Assess the anthropogenic impact on forest fires in Nahr Ibrahim Watershed, Lebanon..... 218
Annexe 10 : Évaluation des caractéristiques physiques et des risques naturels dans le Bassin Versant de Nahr Ibrahim..... 232
Annexe 11 : Utilisation de la télédétection et des techniques SIG pour l'évaluation des risques de feux de forêt dans le bassin versant de Nahr Ibrahim 246

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schématisation de la zone critique 9
Figure 2 : Processus chimiques, physiques et biologiques définissant l'érosion des sols 10
Figure 3 : Positionnement des rivières au Liban 18
Figure 4 : Relation débit (Mm^3/an) - surface du bassin (Km^2) des 15 fleuves libanais 19
Figure 5 : Flèche vers le projet Sad Jannah 27
Figure 6 : Schéma général du travail entrepris 31
Figure 7 : Carte du bassin versant du BVRI comprenant la limite du bassin et quelques villages 32
Figure 8 : Yanouh en 2012. Vue latérale du temple romain 33
Figure 9 : Positionnement des centrales électriques sur la Rivière Ibrahim 35
Figure 10 : Section géologique à la base de Nahr Ibrahim 38
Figure 11 : Carte des sols du bassin versant de la Rivière Ibrahim 40
Figure 12 : Carte d'occupation du sol dans le BVRI en 2005 42
Figure 13 : Différents modes d'occupation des sols dans le bassin versant de la Rivière Ibrahim 43
Figure 14 : Positionnement des stations d'échantillonnage sur le Bassin versant de la Rivière Ibrahim 46
Figure 15 : Vue de la station NI1 avant que le fleuve se jette en mer 49
Figure 16 : Vue du cours d'eau à la station NI2 49
Figure 17 : La rivière qui reprend après le barrage de Chouane avec les surfaces boisées à la station NI3 49
Figure 18 : Carrière au niveau des industries de construction 49
Figure 19 : Industrie de marbre 49
Figure 20 : Vue d'ensemble au niveau de la station NI4 49
Figure 21 : La zone inondable du futur barrage de Jannah au niveau de la station NI5 50
Figure 22 : La production agricole intensive adjacente à la station NI5 50
Figure 23 : Source de Roueiss 50
Figure 24 : Source d'Afka 50
Figure 25 : Carte du réseau hydrographique et MNT à 20 m de résolution pour le BVRI 51
Figure 26 : Pourcentage des principaux types de sols dans les sept sous-bassins du BVRI 52
Figure 27 : Distribution en % des principales lithologies affleurantes dans chaque sous-bassin du BVRI 53
Figure 28 : Pourcentage des classes d'occupation du sol dans chacun des sous-bassins du BVRI 54
Figure 29 : Carte des précipitations moyennes annuelles sur le BVRI établie sur une période de 40 ans (1970 à 2009) par Shaban (2010*)* 56
Figure 30 : Diagramme ombrothermique pour la station Akoura du BVRI 57
Figure 31 : Hydrogrammes annuels de la Rivière Ibrahim pour les mois allant de septembre à août 58
Figure 32 : Évolution du débit de la Rivière Ibrahim et les deux sources Afka et Roueiss entre 1991 à 2012 60
Figure 33 : Évolution de l'écart (en %) à la moyenne interannuelle du débit de la Rivière Ibrahim et des deux sources Afka et Roueiss entre 1991 à 2012 60

Figure 34 : Diagramme de variation des volumes moyens mensuels écoulés au cours de la période 1991-2012 61
Figure 35 : Écart entre la somme des débits de la source Afka et Roueiss et le débit du fleuve Ibrahim à l'embouchure (station NI1) 62
Figure 36 : Hydrogramme annuel de l'Ibrahim avec distribution des campagnes d'échantillonnages pour la période juin 2012-mai 2013 63
Figure 37 : Relations débits précipitations des 3 stations Afka, Roueiss et embouchure pour les années 1992-2011 64
Figure 38 : Relation débit surface 65
Figure 39 : Relation débit surface spécifique 65
Figure 40 : Variations au cours du cycle hydrologique 2012-2013 des débits journaliers estimés au niveau des stations NI2, NI3, NI4 et NI5 et mesurés ua niveau des stations NI1, NI6 (Roueiss) et NI7 (Afka) 66
Figure 41 : Prélèvement des algues 72
Figure 42 : Schéma des étapes d'analyse de la phase solide 73
Figure 43 : Variations aval-amont des moyennes annuelles de pH dans les eaux du BVRI aux différentes stations 86
Figure 44 : Variations aval-amont de la température moyenne dans les eaux du BVRI aux différentes stations en périodes de basses eaux et de hautes eaux 86
Figure 45 : Variations instantanées de la conductivité dans les sept stations du BVRI 86
Figure 46 : Variations moyennes mensuelles de la conductivité dans les sept stations du BVRI 86
Figure 47 : Variations saisonnières des concentrations en anions et cations majeurs mesurés chaque mois dans les eaux des sept stations du BVRI 89
Figure 48 : Relation entre les teneurs en Mg^{2+} et SO_4^{2-} (a), Mg^{2+} et Na^{+} (b) et Cl^{-} et Na^{+} (c) dissous dans les eaux de la Rivière Ibrahim, en périodes de basses eaux (en gris) et de hautes eaux (en noir) 90
Figure 49 : Relation entre les teneurs en $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ et les concentrations en ions HCO_3^{-} dans les eaux de l'Ibrahim 91
Figure 50 : Diagramme de Piper pour les moyennes pondérées par le débit (en %) des ions mesurés en période de hautes (HE) et basses eaux (BE) respectivement sur les différentes stations du bassin (NI1 à NI7) 92
Figure 51 : Variations mensuelles des teneurs en COD mesurées au niveau des 7 stations de la Rivière Ibrahim au cours de l'année 2012-2013 94
Figure 52 : Évolutions mensuelles des teneurs en COD et des débits au niveau des stations NI1, NI6 et NI7 95
Figure 53 : Relations débits concentrations en COD au niveau de l'embouchure (station NI1) et des deux sources Afka (station NI6) et Roueiss (station NI7) 96
Figure 54 : Variations mensuelles des concentrations des espèces dissoutes au niveau de l'embouchure au cours du cycle hydrologique 2012-2013 98
Figure 55 : Variations mensuelles des concentrations des espèces dissoutes au niveau de la source Roueiss au cours du cycle hydrologique 2012-2013 99
Figure 56 : Variations mensuelles des concentrations des espèces dissoutes au niveau de la source Afka au cours du cycle hydrologique 2012-2013 100
Figure 57 : Relations « débits concentrations » pour les différentes espèces en solution au niveau de l'embouchure 102

Figure 58 : Relations « débits concentrations » pour les différentes espèces en solution au niveau de la source Roueisss 103
Figure 59 **:** Relations « débits concentrations » pour les différentes espèces en solution au niveau de la source Afka 104
Figure 60 : Variations spatiales des flux mensuels de calcium (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude 113
Figure 61 : Variations spatiales des flux mensuels du magnésium (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude 113
Figure 62 : Variations spatiales des flux mensuels du potassium (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude 114
Figure 63 : Variations spatiales des flux mensuels de sulfates(en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude 114
Figure 64 : Variations spatiales des flux mensuels d'HCO_3^- (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude 115
Figure 65 : Variations spatiales des flux mensuels de chlorures (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude 115
Figure 66 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013 116
Figure 67 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013 116
Figure 68 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013 117
Figure 69 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013 117
Figure 70 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013 118
Figure 71 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013 118
Figure 72 : Relations entre les flux de matières en solution exportées mois par mois et les débits mensuels de l'Ibrahim 119
Figure 73 : Distribution du % d'argiles dans les sols du bassin versant de la Rivière Ibrahim 122
Figure 74 : Distribution du % de sables dans les sols du bassin versant de la Rivière Ibrahim 123
Figure 75 : Diagramme ternaire textural des sédiments de fond des 7 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 125
Figure 76 : Diagramme ternaire textural des fractions les plus fines (<63 µm) des sédiments de fond des 7 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 125
Figure 77 : Relation en 3D entre les surfaces spécifiques et les pourcentages de limons et d'argiles dans les sédiments de fond du BVRI en période de hautes eaux (à droite) et de basses eaux (à gauche) 127

Figure 78 : Diagramme ternaire de composition des éléments majeurs des sédiments du fond du BVRI (NI1 à NI7) collectés au cours des deux campagnes (avril, A et décembre, D) et des deux échantillons de roches calcaires collectés en amont du bassin, Afka et Roueiss. 128
Figure 79 : Relations établies entre le ratio C/N, le % d'azote, de carbones et le pourcentage des surfaces couvertes par des forêts dans les SF du BVRI 130
Figure 80 : Les terres rares (en gris) dans le tableau périodique des éléments de Mendeleïev. 131
Figure 81 : Concentrations des terres rares dans les sédiments de fond des différentes stations (NI1 à NI7) du BVRI et au cours des deux campagnes de prélèvement (A-avril et D-décembre) 134
Figure 82 : Schématisation des concentrations moyennes (moyennes des 7 stations) en REE et des valeurs maximales et minimales des REE dans les sédiments de fond du BVRI entre la mission de décembre et d'avril..... 135
Figure 83 : Profils de distribution des concentrations en REE dans les sédiments de fond du BVRI normalisées par rapport au PAAS..... 138
Figure 84 : Comparaison des profils de distribution de REE des sédiments et des roches mères, Afka et Roueiss, normalisés par rapport au PAAS..... 139
Figure 85 : Relations entre les rapports $(La/Yb)_N$ et les anomalies en Ce et Eu et les teneurs (%) en oxydes (SiO_2, Fe_20_3) et en cations (CaO et MgO), ainsi que les rapports granulométriques (Ar+LF)/LG dans les sédiments de fond du BVRI..... 141
Figure 86 : Distributions des concentrations des ET dans les sédiments de fond du BVRI 143
Figure 87 : Variation des concentrations en ETM au niveau de chaque station au cours de la mission de décembre et d'avril..... 146
Figure 88 : Évolutions des concentrations en ET au niveau des sept stations du BVRI au cours de chacune des 2 périodes hydrologiques : avril et décembre 148
Figure 89 : Calcul des EF au niveau de la NI1 A avec les 3 éléments normalisant choisis..... 153
Figure 90 : Facteurs d'enrichissements des ET dans les différentes stations du BVRI..... 154
Figure 91 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du chrome mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 157
Figure 92 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du nickel mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 158
Figure 93 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du cuivre mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 159
Figure 94 : Distribution des phases extractible (labile) et résiduelle (en %) des ET dans les SF du BVRI en période de hautes (D) et basses eaux (A) 161
Figure 95 : Relations établies entre le pourcentage de la part extractible et le facteur d'enrichissement (EF) calculés dans les SF du BVRI ; exemple de Zr (à gauche) d'origine naturelle et de Pb (à droite) d'origine anthropique 162
Figure 96 : Schématisation de la dissolution d'une roche carbonatée 168
Figure 97 : Relation entre le flux de CO_2 mensuel et les volumes d'eaux écoulées à l'embouchure au cours de l'année 2012-2013..... 172
Figure 98 : Flux de CO_2 atmosphérique consommé par l'érosion chimique sur les continents 174

Figure 99 : Relation entre flux de CO_2 atmosphérique et la dissolution des carbonates dans des bassins versants du monde 175
Figure 100 : Relation entre les flux de CO_2 (ϕCO_2) consommés par l'altération chimique et les débits (Q) de bassins versants carbonatés 176
Figure 101 : Variation du flux de CO_2 dans plusieurs bassins du monde et de leur drainage et pourcentage de surfaces carbonatées correspondants 177
Figure 102 : Avis de *Ricardos Al HABER* l'écologiste libanais au sujet des carrières implantées tout au long de la Rivière Ibrahim 199
Figure 103 : Avis de MALICHEFE, ABI NADER et BERBARI au sujet des carrières implantées tout au long de la Rivière Ibrahim 201
Figure 104 : Corrélation établie entre les données de précipitations des deux stations Kartaba et Kaslik 202
Figure 105 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du cobalt mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 209
Figure 106 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du thorium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 210
Figure 107 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du gallium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 211
Figure 108 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du baryum mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 212
Figure 109 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du yttrium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 213
Figure 110 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du niobium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 214
Figure 111 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du cadmium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 215
Figure 112 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du plomb mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 216
Figure 113 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du zinc mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D) 217

LISTE DES TABLES

Table I : Caractéristiques hydrologiques des différentes rivières au Liban 19
Table II : La qualité de quelques rivières Libanaises côtières durant la saison sèche 20
Table III : Débits moyens annuels (Dma) de quelques sources karstiques libanaises 24
Table IV : Production d'électricité hydraulique grâce au BVRI 34
Table V : Caractéristiques des deux stations météorologiques et précipitations annuelles mesurées 37
Table VI : Les différentes formations lithologiques présentes dans le BVRI 37
Table VII : Les différentes classes de sol dans le BVRI 41
Table VIII : Répartition (en km^2) des surfaces agricoles dans le BVRI 44
Table IX : Caractéristiques des stations de prélèvements 47
Table X : Caractéristiques topographiques des différents sous-bassins du BVRI 52
Table XI : Précipitations moyennes dans les sous-bassins du BVRI, calculées à partir de la méthode des polygones de Thiessen et en utilisant les données pluviométriques moyennes (2000-2010) de la station de Kartaba 56
Table XII : Mode de prélèvement et de stockage des échantillons 70
Table XIII : Validation du protocole de fusion alcaline par comparaison entre les valeurs mesurées et les valeurs certifiées des matériaux de référence LKSD 3 et WQB 1 79
Table XIV : Validation du protocole d'extraction à l'EDTA par comparaison des blancs et des valeurs mesurées sur le matériel de référence SLRS5 80
Table XV : Teneurs moyennes en cations et anions majeurs pour toutes les stations étudiées ... 87
Table XVI : Modèles ajustés aux relations annuelles « débits concentrations » au niveau de l'embouchure et des deux sources Afka et Roueiss 105
Table XVII : Tonnages des différentes espèces en solution pour la Rivière Ibrahim à l'aval (station NI1) 107
Table XVIII : Comparaison entre l'écart de tonnage annuel entre les stations, le tonnage résiduel, et le pourcentage pour le Ca^{2+}, Mg^{2+} et le HCO_3^- et CO_3^{2-} en période de hautes et basses eaux 109
Table XIX : Surfaces spécifiques et pourcentage de la fraction fine (>2 µm) des sédiments de fond de la Rivière Ibrahim pour les deux missions de décembre et d'avril 126
Table XX : Coefficients de corrélation entre les concentrations des ET mesurées et le % de Carbone 131
Table XXI : Concentrations des terres rares dans les sédiments de fond du BVRI comparées aux concentrations trouvées dans les roches mères d'Afka et de Roueiss et aux teneurs moyennes trouvées dans le monde 133
Table XXII : Matrice de corrélation (r^2, n=14) des REE dans les sédiments de fond du BVRI 135
Table XXIII : Variations des valeurs calculées pour le rapport La/Yb et pour les anomalies en Eu et Ce dans les sédiments de fond du BVRI 137
Table XXIV **:** Teneurs en ET dans les sédiments (moyennes des 7 stations) du BVRI comparées à celles des deux roches-mères Afka et Roueiss, de l'UCC (Upper Continental Crust) et du PAAS 144
Table XXV : Équations et coefficients de corrélation R^2 des relations établies entre les EF et les % de la part labile 161

Table XXVI : Concentrations moyennes annuelles et tonnage annuel des éléments exportés en solution par l'Ibrahim 169
Table XXVII : Tonnages des carbonates dissous et exportés par les cours d'eau au niveau de la source (NI1) et des deux sources Afka (NI7) et Roueiss (NI6) et vitesses de dissolution correspondantes..... 171
Table XXVIII : Flux de CO_2 atmosphérique consommé par l'érosion chimique sur 40 bassins du monde classés par ordre croissant de flux de CO_2 consommé par altération chimique 178
Table XXIX : Moyennes annuelles de précipitations sur le BVRI..... 203
Table XXX : Distributions des différents modes d'occupation de sol dans les 7 sous bassins du BVRI..... 204
Table XXXI : Tonnage annuel pour le Ca^{2+}, Mg^{2+}, HCO_3^- et CO_3^{2-} SO_4^{2-}, Na^+, K^+ et Cl^- en période de hautes et basses eaux..... 205
Table XXXII : Comparaison entre l'écart de tonnage annuel entre les stations, le tonnage résiduel, et le pourcentage pour le SO_4^{2-}, Na^+, K^+ et Cl^- en période de hautes et basses eaux 206
Table XXXIII : Limite de détermination pour les éléments traces 207
Table XXXIV : Limite de détermination pour les oxydes 208

LISTE DES ACRONYMES ET DES ABRÉVIATIONS

AUF :	Agence Universitaire de la Francophonie
BGR :	Federal Institute for Geosciences and Natural Resources
BVRI :	Bassin Versant de la Rivière Ibrahim
BIE :	Brussels Invest and Export
CDR :	Council for Development and Reconstruction
CLEA :	Commission Libanaise de l'Énergie Atomique
CNRSL :	Conseil National de la Recherche Scientifique au Liban
CNT :	Centre National de Télédétection
COD :	Carbone organique dissous
CZO :	Critical Zone Observatory
DDE:	Dichloro-Diphenyl-Ethylene
DDT :	Dichloro-Diphenyl-Trichloroethane
ECODIT :	Expertise Conseil and Audit
ET :	Élement Trace
ET_0 :	Évapotranspiration de Référence
ETM :	Éléments Traces Métalliques
FAO :	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
GET **:**	Géosciences et Environnement Toulouse
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
ICPMS :	Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
ICP-OES :	Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy
LARI :	Lebanese Agricultural Research Institute
LEDO :	Lebanese Environment and Development Observatory
LRA :	Litani River Authority
MLEE :	Ministère Libanais de l'eau et de l'Énergie
MOS	Mode d'occupation du sol
NSF :	National Science Foundation
OMS :	Organisation mondiale de la Santé
ONG :	Organisme non-gouvernemental
PNUD :	Programme des Nations Unies pour le développement
SARM-CRPG :	Service d'Analyses des Roches et des Minéraux du Centre de Recherches Pétrographiques et Géochimiques
SDATL:	Schéma Directeur d'Aménagement du Territoire Libanais
SELDAS :	Strengthening the Environmental Legislation Development and Application System in Lebanon
SF :	Sédiment de Fond
SIG :	Système d'Information Géographique
SS :	Surface Spécifique
UN - ESCWA :	United Nations Economic and Social Commission for Western Asia
USJ :	Université Saint Joseph

INTRODUCTION GÉNÉRALE

À l'heure actuelle, la planète Terre est le reflet d'un déséquilibre incontestable avec une évolution alarmante de ses ressources naturelles. Cet état de déséquilibre se manifeste le plus dans les ressources en eau, indispensables à la vie sur terre. Notre planète est victime de pollutions issues des activités agricoles, industrielles et urbaines, et dont l'intensité varie d'un pays à l'autre. Plus précisément au Liban (terrain de notre étude), et depuis la fin de la guerre civile il y a une vingtaine d'années, l'activité humaine s'est rapidement développée sans cadre règlementaire. Ceci a impliqué l'apparition de nombreuses sources de pollution pas toujours répertoriées ou contrôlées.

Bien connu pour être un haut lieu du patrimoine naturel, le bassin versant du fleuve Ibrahim a vu s'implanter le long de son cours de nombreux sites industriels et agrovilles. Ainsi ses eaux sont susceptibles d'être impactées par diverses sources de pollutions.

Parmi les différents polluants qui affectent les ressources hydriques, les polluants métalliques dans les eaux superficielles sont devenus les plus étudiés (Colinet, 2003 ; Gounou, 2008 ; Devallois, 2009 ; Ben Salem, 2014). Ces éléments sont présents dans l'environnement en quantités très faibles, ou en traces, d'où leur qualification d'« Éléments Trace Métalliques (ETM) ». Ils sont essentiels au développement animal et végétal et en même temps toxique au-dessus de teneurs relativement très faibles, d'où aussi parfois leur appellation de « Potentially Harmful Elements » (PHE) (Plant et al. 1997 ; N'Guessan et al., 2009).

Depuis la révolution industrielle, les ETM se trouvent dans des concentrations supérieures aux valeurs naturellement présentes. Cet état de fait amène un déséquilibre dans les cycles biogéochimiques et menace la zone critique[1]. Les teneurs en ETM généralement d'origine anthropique sont difficiles à maîtriser et à réduire malgré la mise en place de normes, de programmes de surveillance et de suivi pour mieux gérer les ressources naturelles.

[1] Zone critique : zone qui s'étend du sommet de la canopée jusqu'à la base de la roche mère.

De ce fait, les études des éléments traces métalliques sont devenues d'une grande importance dans le monde. Et pour cause, ils interviennent dans plusieurs secteurs, entre autres l'industrie alimentaire, la production d'énergie, la production d'eau potable, la santé publique…

Plus spécifiquement par exemple, la détermination du besoin en ETM des organismes et leurs effets sur les êtres vivants, l'évaluation de leur biodisponibilité dans les organismes et leurs rôles dans les cycles biogéochimiques, l'évaluation de leur degré de bioaccumulation et de bioamplification et leurs effets nocifs, la compréhension de leur recyclage dans les écosystèmes naturels, la compréhension de l'importance des ETM dans la santé environnementale (Adriano, 2001) font que les investigations sur les éléments traces représentent plusieurs intérêts.

Si leurs origines, leurs propriétés biologiques, leurs effets dans les milieux aquatiques et leurs toxicités ont été largement définis dans la littérature, il reste primordial à comprendre leurs comportements dans le milieu naturel afin d'assurer une meilleure préservation des ressources.

Bien que les métaux soient depuis longtemps connus comme éléments polluants, ce n'est que depuis les trois dernières décennies qu'ils sont identifiés par leurs propriétés toxiques. Les ETM jouent un rôle essentiel de microéléments pour la faune et la flore supérieure. Cela étant, la pollution de l'environnement par les métaux lourds a été largement reconnue depuis plus de cinq décennies. Par exemple, dans les années cinquante, le phénomène de toxicité aigüe par le cadmium connu sous le nom de syndrome d'Itai-itai causa quarante-huit décès, sept cents paralysés et plusieurs milliers d'individus atteints suite aux rejets d'exploitation minière massive entre 1910 et 1945 dans la Rivière Jinzu et ses affluents, au sud du Japon. Le plomb lui cause des atteintes au système nerveux des fœtus et des jeunes enfants, entraînant une réduction des capacités d'apprentissage et du quotient intellectuel (Cossa et Lassus 1989). Les recherches se poursuivirent pour déterminer la dose journalière maximale tolérable chez les êtres vivants avant d'avoir un effet sur la santé humaine.

Dans ce cadre de la sauvegarde des organismes et des êtres vivants pour la préservation des écosystèmes sur terre et le maintien de la zone critique par la conservation de la qualité de ses ressources pour les générations présentes et futures, il devient important de mieux comprendre comment les ETM sont répartis dans l'environnement, d'étudier leurs flux, leurs effets sur la santé humaine et de définir les méthodes de protections (Adriano, 2001 ; Hissler, 2003). En effet, il est difficile d'envisager des plans d'action préventifs sans connaître le comportement spatio-temporel

des ETM. Et ce comportement ne manque pas de complexité en raison de la multitude des facteurs qui y interviennent : nature du sol, pente, perméabilité, type d'occupation de la zone, précipitations, enneigement, température, etc.

Dans les pays où la lutte contre la pollution fait partie des actions prioritaires, les gouvernements prennent en considération les travaux des scientifiques qui étudient tous ces paramètres et leur donnent des éléments de décision. En revanche dans les pays en conflit ou en reconstruction post conflit, la lutte antipollution ou contre l'industrialisation sauvage ne font plus partie des priorités.

Ceci a été le cas du Liban, ravagé par une guerre civile de 1976 à 1990 et où la majorité des études recensées sur la pollution par ETM sont effectuées depuis 1995. La plupart de ces études ont été effectuées dans le cadre de thèses de doctorat visant à constituer une base de référence pour une meilleure gestion de la qualité des ressources hydriques.

Nos recherches s'inscrivent dans le cadre d'une thèse de doctorat en codirection entre le Centre National de Télédétection du CNRSL (Conseil National de Recherche Scientifique Libanaise) et le Laboratoire d'Écologie fonctionnelle et environnement (ECOLAB), Unité mixte de recherche (UMR) entre le CNRS, l'UPS et l'INPT. Ce doctorat s'inscrit à l'École doctorale SDU2E (Sciences de l'Univers de l'environnement et de l'Espace). Le travail effectué entre les deux pays a été financé par le CNRSL pour les deux premières années, par l'AUF pour la troisième année et par un projet PHC CEDRE pour la dernière année, avec un complément de bourse versé par EcoLab pour certains séjours en France.

Cette thèse traite de la composition chimique des eaux et des sédiments, mais aussi étudie la variabilité des éléments transportés en solution depuis la source de la Rivière Ibrahim, jusqu'à l'embouchure. Cette étude sur les compositions chimiques et les dynamiques de flux est réalisée pour la première fois sur le bassin versant de l'Ibrahim. Ces éléments sont indispensables pour une meilleure compréhension du fonctionnement de la zone critique sur ce bassin versant qui est un site classé de l'UNESCO et qui commence à être impacté par les activités anthropiques.

Le bassin Nahr Ibrahim (ou Bassin de la Rivière Ibrahim) qui a le plus grand débit des rivières libanaises (408 millions de m^3/an) a été choisi par le Ministère de l'Énergie et de l'Eau pour la construction d'un barrage, le Sad Jannah. D'un coût de 250 millions de dollars financés par les offices des eaux de Beyrouth et du Mont Liban, ce barrage de 165 mètres de hauteur pourra

retenir jusqu'à 95 millions de mètres cubes d'eau et sera le second plus grand barrage au Liban après celui du Qaraoun.

Ce bassin de la Rivière Ibrahim étant caractérisé par une biodiversité remarquable a été classé comme site du patrimoine mondial (Bou Saab et al., 2006). Il est donc naturel et légitime de se demander quels seront les effets du barrage sur la biodiversité environnante. Il s'agit là pour un scientifique de saisir l'occasion « historique » de procéder à une étude avant l'implantation du barrage, de manière à pouvoir en perspective fournir des éléments de comparaison dans quelques années pour déterminer les impacts du barrage.

La perspective générale vise à étudier à la fois les sédiments et les eaux de surface qui circulent dans ce bassin. Ainsi, ce travail s'est fixé pour but d'évaluer les caractéristiques hydrologiques et biogéochimiques du bassin versant Libanais Nahr Ibrahim, tout en le fragmentant en sous-bassins en fonction du mode d'utilisation du sol. Cela passe au préalable par une évaluation globale de la qualité de l'eau et des sédiments et leur état de contamination par les polluants. Toutefois, il paraît important de s'intéresser également à la variation spatio-temporelle de ces polluants à l'échelle du BV afin de mettre en évidence et de mieux comprendre les mécanismes d'interaction entre les sédiments, l'écosystème aquatique, et l'homme.

L'originalité de ce travail de recherche réside dans le fait que les analyses effectuées au laboratoire seront accompagnées d'analyses spatiales avec les techniques avancées de la SIG (Système d'information géographique) (Figure 1).

Ainsi, nous nous sommes basés entre autres sur les éléments traces métalliques pour évaluer la contamination anthropique dans les sédiments de fond. Dans un second temps, nous avons mesuré les transports solides dans ce fleuve afin de calculer les flux de matières dissoutes transportés jusqu'à l'exutoire. Malgré les études hydrologiques qui ont été faites sur ce bassin (Korfali et Davies, 2000 ; 2003 et 2004), seuls certains éléments (Pb, Cd, Zn, Cu et Fe) ont été étudiés. Mais de nombreux éléments traces (Sc, V, Cr, Co, Ni, Ga, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Cs, Ba, Th, et U) et les terres rares (Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb et Lu) n'ont jamais été étudiés sur ce bassin. De plus, l'évaluation des flux de matières à l'échelle des différents sous bassins n'a jamais effectuée sur ce bassin, ni d'ailleurs sur d'autres rivières libanaises.

Ces travaux sont exposés en cinq chapitres.

- Le premier chapitre « ***Introduction*** » fait un état de l'art de la connaissance sur la zone critique et sa relation étroite avec l'étude hydrologique et biogéochimique du BVRI, puis expose l'état des ressources hydriques au Liban.
- Le second chapitre « ***Zone d'étude et méthodologie*** » décrit le terrain d'étude et ses caractéristiques physiques, et détaille les différents protocoles expérimentaux mis en œuvre depuis l'échantillonnage jusqu'à l'obtention des résultats finaux.
- Le troisième chapitre « ***Caractérisation du BVRI*** » traite de l'hydroclimatologie de ce bassin et caractérise les états de surface pour chacun des sous-bassins.
- Le quatrième chapitre « ***Composition chimique des eaux et transports en solution*** » est dédié au traitement des résultats obtenus sur la composition chimique des eaux, et étudie, en fonction des variables hydroclimatiques, les flux de matières dissoutes transportés jusqu'à l'exutoire.
- Le cinquième chapitre **« Composition physico-chimiques des sédiments et le facteur d'enrichissement »** expose les résultats obtenus sur les éléments traces étudiés dans les sédiments fluviaux, leur concentration, leur distribution et leurs facteurs d'enrichissement.
- Le sixième chapitre aborde le bilan de l'érosion chimique du bassin et les vitesses de dissolution des carbonates en fonction des variations hydroclimatiques.
- Enfin, les principaux résultats sont rappelés et les perspectives sont présentées dans la ***conclusion***.
- En fin de manuscrit, **trois publications relatives au bassin versant étudié et auxquelles je suis associé en tant que coauteur** sont fournies dans les **annexes** (Annexe 9, 10 et 11) : l'une concerne la caractérisation des états de surface du BVRI (Shaban et al., 2015), et les deux autres concernent les impacts anthropiques sur ce bassin, notamment les feux de forêt (Assaker et al., 2011 ; Darwish et al., 2015).

CHAPITRE I

CONTEXTE SCIENTIFIQUE ET ÉTAT DE L'ART SUR LE BASSIN VERSANT DE L'IBRAHIM

INTRODUCTION

La planète Terre est la seule planète du système solaire et de l'Univers où la vie existe, dans l'état actuel des connaissances. Mais depuis les deux derniers siècles marqués par la révolution industrielle et l'augmentation croissante de la population, cette terre, support de la vie, va vers un état critique. Savoir si les générations futures auront la même qualité de cadre de vie est devenu une préoccupation majeure dans le monde. C'est dans ce sens et grâce aux financements de la *National Science Foundation* (NSF) dans l'état de Virginie qu'un projet de recherche à l'échelle nationale aux États-Unis s'est mis en place le « Critical Zone Observatory » ou « observatoire de la zone critique » ou encore le CZO. Ce projet a pour but de renforcer les connaissances sur les modalités avec lesquelles l'eau, les roches, les plantes et l'énergie solaire interagissent pour rendre possible la vie sur Terre. Et c'est ainsi que six CZO à l'échelle de bassin versant ont été mis en place par les Américains : le *Boulder Creek CZO* à Colorado ; le *Christina River Basin CZO* en Pennsylvanie, Delaware et Maryland ; l'ensemble combiné du *Jemez River Basin CZO* au Nouveau-Mexique et du *mont Santa Catalina* en Arizona ; le *luquillo CZO* au Puertorico ; *le Southern Sierra CZO* en Californie et *le Suquerhanna Shale Hills CZO* en Pennsylvanie.

Ces six CZO se situent dans des régions différentes. Mais ils partagent le même objectif, celui de comprendre les interactions entre les différentes variables (roches, sols, plantes et climat) pour mieux comprendre les processus et les modalités qui vont au-delà de celles-ci.

Avant d'appréhender la suite de ce travail, il nous semble intéressant de rappeler la définition de la zone critique et ce qu'est un observatoire de la zone critique ou CZO, étant donné que c'est au niveau de celle-ci que se situe notre travail.

Ce chapitre introduit l'état de connaissance actuel sur la zone critique et présente la synthèse d'une étude bibliographique sur le statut des ressources hydriques au Liban d'un point de vue quantitatif et qualitatif.

1.1. Qu'est-ce que la zone critique ?

La zone critique est la couche perméable qui s'étend de la canopée jusqu'aux nappes phréatiques[2] (Figure 1). Ce terme, zone critique est apparu depuis un siècle dans un article allemand écrit par le physico-chimiste *D.E. Tsakalotos* en 1909 et qui réfère à une zone de mélange binaire de deux fluides. Il fut ensuite utilisé dans des articles qui traitent de la minéralogie dans l'étude des sols et dans la science de l'eau. Ce n'est qu'en 2001 que la National Research Council Comittee des États-Unis définit la zone critique comme un environnement hétérogène à proximité de la surface et dans lequel des interactions complexes intégrant les roches, le sol, l'eau et l'air et les organismes vivants régularisent l'habitat naturel et déterminent la disponibilité des ressources indispensables à la vie sur terre (Anderson et al., 2008 ; Lin, 2009).

Cette interface dynamique entre la terre solide et son enveloppe fluide est gouvernée par un ensemble complexe de forces et de sollicitations d'ordres météorologiques anthropiques, climatiques ou tectoniques. Cette zone participe à la formation des sols, à l'évolution des paysages, au développement de la biomasse visible et invisible, à la formation de la ressource en eau, à l'acquisition de la structure et de la composition chimique des sols, à la régulation des apports atmosphériques acides, à la fertilité des écosystèmes et au contrôle des toxines dans la biosphère. La zone critique peut être décrite comme un véritable réacteur bio-physico-chimique caractérisé par des mécanismes possédant des constantes de temps, allant de la seconde pour ce qui concerne l'activité bactérienne au million d'années pour ce qui concerne la neutralisation du CO_2 atmosphérique par l'altération des silicates ou la néoformation de phases minérales secondaires[3].

[2] http://criticalzone.org/national/research/the-critical-zone-1national/
[3] http://rnbv.ipgp.fr/?page_id=529

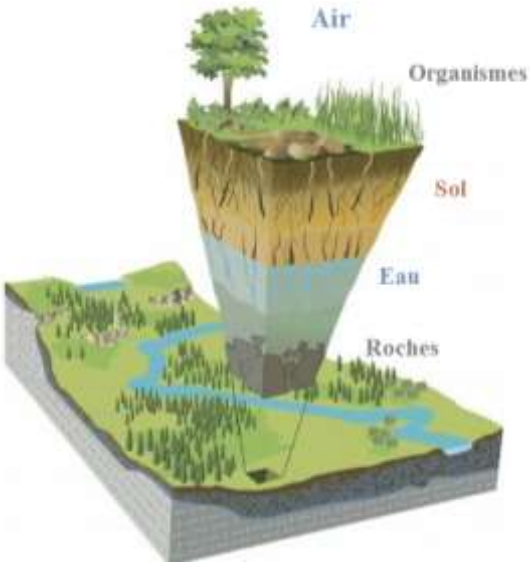


Figure 1 : Schématisation de la zone critique

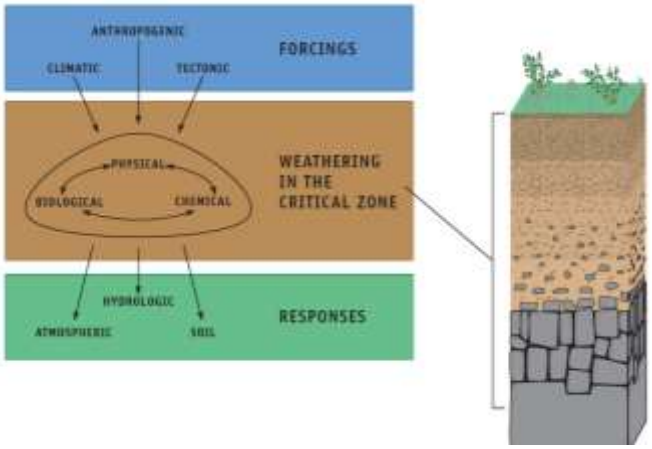
Les processus chimiques qui naissent du contact de la surface des roches avec l'eau ou l'air, ainsi que des activités biologiques qui dépendent des nutriments et de l'énergie au niveau de l'interface (zone critique) dirigent le cycle des éléments chimiques à travers la surface de la Terre. En ce sens, la vie sur terre est dépendante d'une très grande partie des éléments de la classification périodique, mais ces derniers voient leur cycle biogéochimique profondément déséquilibré depuis la poussée démographique et les développements industriels et agricoles. D'ailleurs, la compréhension du fonctionnement de ces processus est reconnue par les spécialistes (géochimistes, pédologues, hydrologistes, géomorphologistes) comme une tâche interdisciplinaire et complexe (Anderson 2008).

La zone critique devient de ce fait un point focal des recherches scientifiques dans le monde entier. Cette appellation, bien que simple, réfère à un ensemble complexe de processus chimiques, biologiques et physiques se combinant à la surface de la Terre, pour créer un réacteur qui transforme la croûte terrestre et la biomasse en un sol (Brantley et al., 2005).

La figure 2 montre les processus chimiques, physiques et biologiques qui définissent l'érosion des sols, et qui sont dirigés par les forces climatiques, anthropiques et tectoniques.

À cet égard, l'érosion des sols est d'une importance majeure. Elle fournit les nutriments essentiels pour le maintien des écosystèmes et de la vie, contrôle les phénomènes de ruissellement,

joue un rôle intermédiaire dans la libération et le transport des éléments toxiques dans la biosphère, et crée naturellement des canaux pour l'eau de pluie. Outre ces processus, l'érosion participe aussi à la séquestration ou la libération des gaz à effet de serre. Ceux-ci influencent le changement climatique en générant des aérosols et de la poussière qui fournissent les nutriments pour la terre et l'océan. Tous ces processus ont lieu au sein de la zone critique.



Source : Brantley et al., 2005

Figure 2 : Processus chimiques, physiques et biologiques définissant l'érosion des sols

Malheureusement, et au vu de la croissance démographique exponentielle des trois derniers siècles, l'homme a contribué et contribue toujours à modifier irréversiblement cette pellicule de surface, aujourd'hui devenue zone critique. En effet, l'activité humaine produit des déchets agricoles industriels ou urbains, dissémine plusieurs métaux issus de l'activité métallurgique, de l'agronomie ou du transport, contribue à la salinisation des sols dans les régions à agriculture intensive, contribue à perturber le cycle de l'azote et le flux de matière, exploite irréversiblement les ressources naturelles (30 à 50% de la surface terrestre et plus de 50% de l'eau potable), met en compétition les terres cultivées avec la couverture forestière… De nombreux autres exemples mentionnés pas les spécialistes montrent combien souffre cette zone critique (Brantley et al., 2005 ; Gaillardet, 2007).

En 2007, avec la mise en place des CZOs par la NSF, une meilleure vision sur ce sujet s'est dessinée. Ces observatoires ont été établis pour améliorer la connaissance et la compréhension des interactions qui ont lieu dans ces environnements complexes. Leurs objectifs sont de répondre à des questions d'ordre hydrologique, géomorphologique et biogéochimique à la fois.

L'hydrologie englobe les phénomènes du mouvement et du renouvellement des eaux, source de vie sur la terre. La géomorphologie a pour objet l'étude, la description et l'explication de l'évolution des formes du relief terrestre. La biogéochimie quant à elle, correspond à la géochimie de la biosphère et s'intéresse aux éléments chimiques et leur relation étroite avec la vie, qu'ils soient en traces ou majeurs, et qu'ils soient indispensables ou toxiques.

En se projetant loin des États-Unis, berceau de ces observatoires, le bassin méditerranéen constitue une zone prioritaire phare actuellement en alerte pour une meilleure gestion de ses ressources (l'eau, le sol et la biodiversité), mais aussi pour la préservation de celles-ci pour les générations futures. Partant de cet objectif, et dans le cadre de la création d'un réseau d'observatoires à l'échelle de la Méditerranée cette fois-ci, différents acteurs de la recherche scientifique française et Libanaise ont mis en place un observatoire de la zone critique entre le Liban et la France en partenariat avec le programme MISTRALS.

Cet observatoire, « O-LIFE », premier en son genre dans la Méditerranée englobe différents laboratoires, universités et instituts de recherches en France et au Liban.

Notre thèse de doctorat s'inscrit dans le cadre de ce projet et repose sur deux axes, piliers indispensables de la zone critique. Le premier, celui de la biogéochimie vise à étudier la distribution des éléments (qu'ils soient majeurs ou en traces) et leurs relations avec la biosphère à l'échelle d'un bassin versant, le bassin de la Rivière Ibrahim. La biogéochimie interagit ici avec le second axe, l'hydrologie, et cherche à prévoir le taux de mobilisation et d'immobilisation des éléments, notamment des éléments majeurs, des nutriments et des polluants métalliques avec la circulation de l'eau dans le bassin.

Et à ce niveau se pose une question essentielle : pourquoi s'intéresser à l'étude biogéochimique des ressources en eau parmi les différents domaines qui se trouvent intimement liés dans le cadre de la zone critique ?

1.2. L'eau et la zone critique

L'eau est une ressource vitale sur terre et c'est l'une des quatre composantes fondamentales de la zone critique. Là où il n'y a pas d'eau en abondance, il y a peu voire pas d'espoir de vie, comme dans le désert. Et l'histoire nous montre l'inverse avec l'installation des villes autour des terres drainées par des fleuves, alimentées par des sources… Les activités humaines sont aussi

elles-mêmes très dépendantes de la disponibilité des ressources en eau (eau potable, l'eau pour l'agriculture et l'industrialisation, énergie hydraulique…). Si sur le plan biologique, elle est majoritairement présente dans les cellules vivantes, elle peut être sur le plan chimique et mécanique une source de perturbation du fonctionnement des écosystèmes.

L'eau et le sol forment un couple indispensable à la connaissance et à la gestion des sols pour préserver les ressources hydriques (Dorfliger et Odoux, 2014). En effet l'eau de pluie qui arrive au sol a deux destinations possibles. Soit elle s'infiltre dans le sol et recharge les nappes ou retourne à l'atmosphère par évaporation ou évapotranspiration, soit elle ruissèle et rejoint les fleuves en se chargeant d'éléments chimiques, tout en entraînant des particules de sol. C'est ainsi que le sol joue un rôle primordial dans la régulation des transferts entre l'eau de l'atmosphère, les nappes phréatiques et les cours d'eau.

Au cours de ces transferts, l'eau acquiert sa composition chimique par des échanges et des réactions biogéochimiques au sein du sol sous l'action de nombreux microorganismes. Malheureusement, la forte anthropisation de nos jours a transformé les sols en réceptacles de polluants (surtout métalliques et organiques), véritables pièges qui les mettront en contact avec l'eau de drainage.

Aujourd'hui avoir une eau potable et accessible devient un besoin indispensable à la vie humaine. Bien que l'eau recouvre 70% de la planète, une fraction minime et presque négligeable est constituée d'eau douce. Seulement 0,3% de cette fraction d'eau douce est facilement accessible et renouvelable. De ce fait ces réserves demeurent insuffisantes pour répondre aux besoins de l'humanité qui les dépassent amplement. De même la répartition inégale de ces ressources amène plusieurs pays à connaître une pénurie en eau. Cette tendance dans le monde entier est exacerbée par la croissance démographique croissante qui requiert une demande grandissante en eau pour l'activité agricole et industrielle. Tous ces éléments font qu'aujourd'hui l'eau est devenue un vecteur stratégique de conflits géopolitiques, allant jusqu'à provoquer des guerres.

Sur un autre plan, l'eau focalise l'attention de la communauté scientifique à l'échelle du globe pour lequel, les chercheurs œuvrent de plus en plus pour étudier ses ressources hydriques. Cet effort collectif vise la préservation et la conservation de ces ressources rares pour les garantir aux générations présentes, et les préserver pour les générations futures. Étudier ce domaine entre en grande partie dans la connaissance de la zone critique.

1.3. État des ressources hydriques au Liban

Grâce à son réseau karstique bien développé et à son climat méditerranéen humide, le Liban qui couvre 10,452 km^2 de superficie et compte près de 4,5 millions d'habitants (SWEEP-Net, 2010), jouit d'un potentiel hydrique important (Hakim, 1985), se classant ainsi au rang des pays riches en eau au Moyen-Orient. Malheureusement le Liban n'échappe pas aux problèmes liés aux ressources hydriques. En effet son taux de croissance démographique élevé exige une production agricole abondante, pour laquelle la gestion des ressources en eau reste discutable (Zurayk, 2003). Ceci situe le pays dans une situation « d'instabilité » vis-à-vis de ressources en eau (Kouyoumjian & Hamzé, 2012). De plus cette situation est aggravée par l'absence de schéma d'aménagement et de gestion des eaux sur le territoire Libanais.

Comme conséquences, plusieurs aspects de pénurie et de dégradation commencent à apparaître. Cela revient en grande partie à la période de la guerre civile qu'a traversée le Liban durant 20 ans. Plusieurs violations des ressources hydriques (de la zone côtière marine et de l'eau douce) ont eu lieu profitant de la situation instable du pays (SELDAS, 2005). Diverses formes de pratiques illégales ou de « péréquation de fait » selon Féré (2006) se présentaient dans plusieurs régions : environ 42% de pertes sur le réseau d'eau potable alimenté par la source Kadisha sont dues à des branchements illicites. De même, on entend souvent dire que pendant cette période de guerre, les portes étaient ouvertes à de nombreuses dérives. Citons par exemple le cas du lac de Karaoun, construit par l'état pour répondre aux besoins en eau pour la production d'énergie électrique et l'irrigation de la plaine de la Bekaa (Fadel et al., 2014), qui serait devenu durant la guerre un dépotoir de déchets municipaux. Hospitaliers et industriels. Dès lors, on constate que la population résidente dans cette zone souffre de maladies telles les maladies de poumons, le cancer…

Cette situation était suivie par la phase d'après-guerre, durant laquelle la rénovation des infrastructures pour l'alimentation en eau potable penne à se mettre en place, ce qui fait qu'à l'heure actuelle dans de nombreuses régions du Liban, l'eau potable est livrée quotidiennement par camion-citerne par des entreprises privées, eau issue parfois de puits privés ou encore de fontaines publiques pour la collecte d'eau (Féré, 2006).

À cela s'ajoute la mauvaise gestion dans le secteur de l'eau qui manque de systèmes de contrôle, de surveillance, de suivi de l'eau ainsi que les données pour contrôler la qualité et la

quantité de l'eau. Dans certains pays tels que la France[4], l'Angleterre et l'Allemagne, les données relatives à l'état des ressources hydriques sont ouvertes au public ainsi qu'aux organismes de recherche, ce qui n'est pas le cas au Liban. De plus, les mauvaises pratiques agricoles, l'industrialisation et l'urbanisation génèrent des pollutions anthropiques de l'eau de plusieurs types (physiques, chimiques et microbiologiques) conduisant à une dégradation de ces ressources.

Encore récemment (2006) le bombardement d'une centrale électrique a provoqué une marée noire de mazout monumentale dont le littoral, la faune, et la flore marine du pays ont mis très longtemps à se remettre. Le type d'évènements comme le tsunami du Japon, qualifiés de catastrophes historiques ponctuelles dans certains pays, sont monnaie courante au Liban (une journée de pluie « classique » à Beyrouth provoque facilement l'ouverture des bouches d'égout… inondant les rues où l'odeur devient irrespirable).

En parallèle aux problèmes liés à la mauvaise qualité de l'eau et sa distribution inégale à tous les citoyens, un pays aussi riche en eau se trouve dans une déficience structurelle du service public de l'électricité (Sanlaville, 1965) en raison de la destruction des réseaux de distribution, mais aussi les branchements sauvages pendant la guerre. De plus, la demande nationale en électricité est de 2300 à 2400 MW et le pays produit environ 1600 MW. Les centrales thermiques de Jiyeh, Zouk, Baddawi Zahrani qui assuraient 88% de la production totale sont devenus vétuste, n'assurent plus cette production. De plus, les centrales hydrauliques (implémentées au niveau du Nahr Litani, Nahr Ibrahim et Nahr el Bared) n'assurent que 4,5% de l'énergie totale du pays. Le pays soufre ainsi d'une crise aigüe sur le plan de disponibilité de l'énergie électrique, et qui affecte non seulement les performances économiques du pays, mais aussi les besoins minimaux et le bien-être de la population qui est en augmentation croissante (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Les sources de pollution des ressources hydriques qu'elles soient d'origine industrielle, hospitalière, agricole ou domestique, sont toutes d'origine humaine et sont présentes dans tous les pays du monde. Mais au Liban du fait de l'historique, de l'infrastructure ancienne et de la démographie croissante, plusieurs de ces sources reflètent une situation critique. La situation la plus courante au Liban est le cas des fosses septiques qui ne sont pas aux normes (fosses à fond perdu) dans plusieurs régions (Chekka, Amioun et Baakline) engendrant une pollution des

[4] http://orobnat.sante.gouv.fr/orobnat/rechercherResultatQualite.do

ressources de la nappe phréatique (Féré, 2006 ; Ghosseini, 2007). Les hôpitaux ont longtemps travaillé sans contrôle, mais récemment les ONG en coopération avec le MoE et d'autres ministères les contrôlent régulièrement, et depuis quelques années, des plans de traitement des déchets hospitaliers ont vu le jour. Citons également l'utilisation incontrôlée des engrais, des insecticides et des pesticides en vue d'obtention d'une production massive pouvant répondre à la demande. Et enfin avec l'arrivée de plus d'un million de réfugiés, la population a augmenté largement en l'espace d'un an, augmentant la consommation en ressources de manière considérable, mais aussi les déchets et les rejets des effluents domestiques, etc.

Comme résultat, des milliers de substances chimiques arrivent dans les rivières entraînant la dégradation de ressources. Certes, certaines de ces substances existent naturellement dans des concentrations données, mais une fois leurs concentrations naturelles dépassées, elles commencent à devenir nuisibles aux organismes vivants. De plus, une grande partie des polluants, notamment les ETM, émis par les activités agricoles et industrielles et le trafic routier dont, sont transportés parfois sur de longues distances par les aérosols atmosphériques et retombent ensuite sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Ces retombées atmosphériques représentent ainsi des apports diffus de polluants sur la végétation, les cultures et les sols, apports qui peuvent ensuite être lessivés et transférés vers les nappes souterraines et vers les eaux de surface (sources, rivières, lacs…). Ces substances peuvent affecter la population tout entière ainsi que la composition chimique et biologique de l'écosystème. Dans certaines conditions, elles peuvent être entraînées dans la colonne d'eau et se voir piégées dans les sédiments de rivière. Ce phénomène constitue une barrière à l'auto amélioration ou l'auto-épuration de la rivière. Or, l'interface de la colonne eau-sédiment joue un rôle primordial dans la distribution des substances chimiques naturellement présentes. L'accumulation des polluants dans les sédiments de fond des systèmes aquatiques et le piégeage, même temporaire, de ces substances dans ces sédiments sont l'un des facteurs les plus importants dans la régulation de la concentration en polluants dans les systèmes aquatiques.

1.4. Les éléments traces métalliques

Parmi les polluants chimiques, les éléments traces métalliques ou ETM, anciennement nommés par métaux lourds sont les plus dangereux vu leurs propriétés toxicologiques. La pollution par les ETM ou la pollution métallique des écosystèmes aquatiques se manifeste par des

concentrations élevées dans les sédiments, les macrophytes et les macroinvertebrés benthiques (Linnik et Zubenko, 2000). Parmi ces compartiments, le sédiment constitue un compartiment dynamique et essentiel. Outre le rôle d'habitat qu'il représente pour de nombreux animaux et végétaux, il présente la caractéristique d'adsorber les polluants qui dans la plupart des cas sont toxiques pour les organismes vivants, représentant ainsi un risque pour les écosystèmes aquatiques (Taghavi et al., 2011). De ce fait, il se comporte comme un réservoir, un piège, un puits pour les polluants toxiques. Et ainsi une fois que les ETM entrent dans le système aquatique, ils se redistribuent dans les différentes fractions du milieu sans subir de transformation importante, contrairement aux polluants organiques qui sont transformés en molécules secondaires (métabolites) ou biodégradées.

En revanche, les milieux aquatiques correspondant à des eaux stagnantes (comme les lacs, les barrages et retenues…) accumulent les ETM en quantités très élevées. Cela peut constituer une barrière d'auto-épuration des eaux d'une part, et d'autre part devenir une source secondaire de pollution aquatique dans certaines conditions (baisse de pH et du potentiel redox, diminution du taux d'oxygène dissous et augmentation de la minéralisation et de la concentration en matière organique).

C'est ainsi que la concentration des ETM dans les écosystèmes aquatiques est en augmentation croissante avec les activités de production et de consommation élevées (Audry, 2003). Ainsi la compréhension des processus contrôlant le cycle des ETM dans les eaux naturelles est d'une grande importance pour qualifier, quantifier et anticiper les impacts d'origine anthropique sur les hydrosystèmes. Toutefois, leurs effets dans les systèmes aquatiques, leur biodisponibilité et leur toxicité sont intimement liés aux types d'espèces présentes dans les phases solides et liquides de ce système et aux équilibres/échanges entre les phases dissoutes et particulaires (sédiments de fond et matières en suspension).

Au Liban, les premières études portant sur les teneurs en éléments traces métalliques ont débuté avec Korfali et Davies en 2000 sur le fleuve Ibrahim, poursuivies par Daou en 2006 qui a travaillé sur la qualité physico-chimique et microbiologique de deux rivières côtières Libanaises, Kadisha-Abou Ali et El Jaouz, ainsi que sur les teneurs en ETM. Thomas et al. (2005) se sont intéressés à la géochimie de la Rivière Al Kabir en 2005. Houri et Jeblawi ont étudié en 2007 sept rivières libanaises (Kabir, Bared, Abu Ali, Ibrahim, Damour et Awali et Kasmieh). Quant à Nehme

et al. (2014), ils ont étudié la partie inférieure du bassin versant de la Rivière Litani. Sur un autre plan, d'autres travaux ont traité de la pollution métallique dans les sédiments marins (Nakhlé, 2003 ; Nassif, 2006 et Abi-Ghanem, 2008). L'UN-ESCWA et le BGR se sont penchés sur les ressources hydriques dans les rivières partagées dans les pays de l'Asie occidentale et ont examiné les teneurs en ETM dans les sédiments de fond (UN-ESCWA et BGR, 2013).

Ainsi, nous avons abordé dans la partie qui suit l'évaluation des ressources hydriques au Liban, plus particulièrement sous l'angle de la biogéochimie de ces ressources.

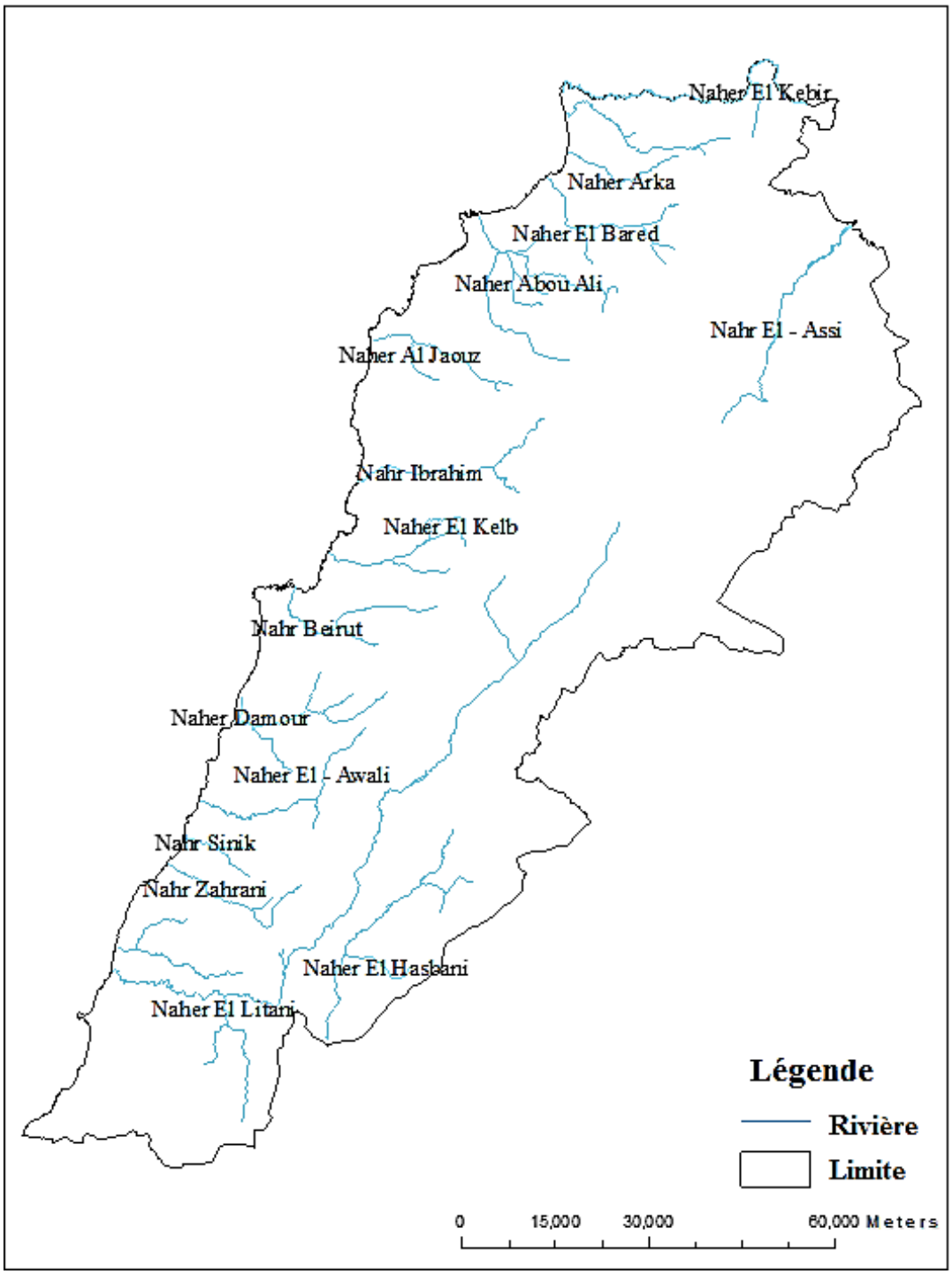
1.5. Les rivières et les sources d'eau douce au Liban

1.5.1. Les rivières

Le Liban compte quinze cours d'eau permanents, dont 12 fleuves se jetant en Méditerranée, dont El Kabir, El Bared, Abou Ali, El Jawz, Ibrahim, El Kalb, Antélias, Beirut, Damour, Awali, Zahrani, Qasmieh, et trois ne se jetant pas mer comme l'Oronte qui se jette en Syrie, le Hasbani qui coule vers le Sud en passant par Palestine, et le Litani qui coule vers le Sud tout le long de la vallée de la Bekaa et se dévie à l'ouest pour arriver à Qasmieh (Figure 3) (Kouyoumjian and Hamzé, 2012). La table I ci-dessous résume les caractéristiques des différentes rivières allant du nord jusqu'au sud du pays. Ces rivières sont alimentées par la pluie et la fonte des neiges (Daou, 2006 ; Geaara, 2010). La majorité des cours d'eau côtiers ont une longueur variant entre 30 et 40 km avec de fortes pentes.

Ils ont un régime fluvial torrentiel avec des hautes eaux entre janvier et, mai, et de basses eaux entre juin et novembre. La longueur combinée des cours d'eau est de 730 km et leur volume cumulé d'eau écoulé chaque année est de 3900 Mm^3 (MOE/UNDP/ECODIT, 2011). Ce volume est réparti à 75% entre janvier et, mai, 16% entre juin et juillet et 9% entre août et octobre. Néanmoins, ce volume d'eau a diminué jusqu'à 186 millions de m^3 en 2005 (Shaban, 2009).

De plus le Liban dispose deux grands barrages, celui de Qaraoun construit sur le fleuve Litani et celui de Chabrouh, qui collectent les eaux de pluie ainsi que les eaux de ruissellement de la source Nabeh al Laban. Leur capacité de stockage est de 22 Mm^3 et 8 Mm^3 respectivement (MOE/UNDP/ECODIT, 2011). La figure 3 nous montre le positionnement de ces rivières sur le territoire Libanais.



Source : CNRS, 2005

Figure 3 : Positionnement des rivières au Liban

Rivière	Dma Mm^3/an	Région/Source	Longueur km	SBV km^2
El-Kabir	213	Hermel/Nord	58	195 *
Ostuene	65	Akkar/Nord	44	166
Aaraqa	59	Akkar/Nord	27	135
Al-Bared	168	Tripoli/Nord	24	284
Abou-Ali	369	Bécharré/Nord	45	482
El-Jaouz	82	Tannourine/Nord	38	196
Ibrahim	498	Aakoura/mont Liban	30	326
El-Kalb	254	Kesrouan/Mont Liban	38	237
Beirut	101	Taalabaya/Mont Liban	42	216
El-Damour	256	Chouf /Mont Liban	38	333
El-Awali	284	Barouk/Mont Liban	48	291
El-Zahrani	202	Aabkoun/Sud	25	140
Litani	387	Baalbek/Bekaa	170	210
El Assi/Orontes	470	Bekaa	46	1980 *
Hasbanil-Wazzani	190	Rachaya/Sud	21	625 *

Dma= débit moyen annuel ; SBV : Surface du bassin versant ; * : au Liban
Source : MoE/LEDO/ECODIT, 2001 ; Darwish et al., 2011, Région/Source Tarabay, 2011.

Table I : Caractéristiques hydrologiques des différentes rivières au Liban

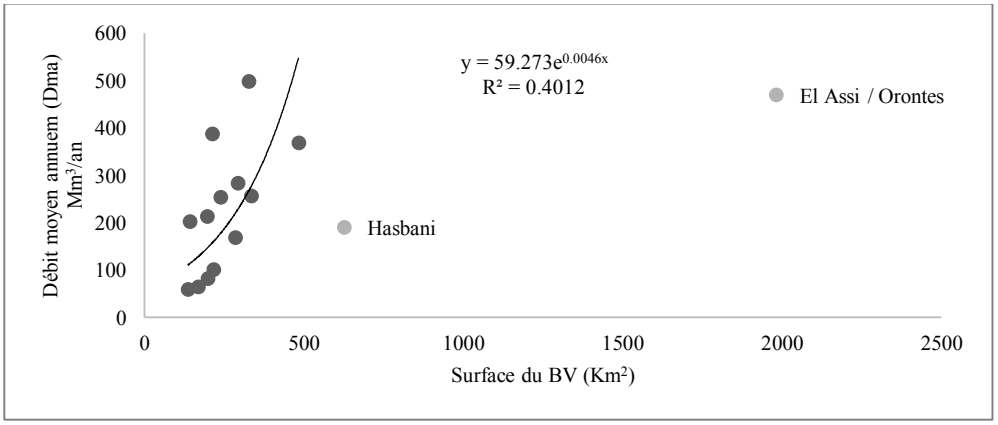


Figure 4 : Relation débit (Mm^3/an) - surface du bassin (Km^2) des 15 fleuves libanais

Le graphe ci-dessus (Figure 4) montre pour les bassins libanais, le lien entre leurs débits et la surface de leur bassin versant en territoire libanais. Il montre clairement une augmentation d'allure exponentielle du débit avec la surface pour la majorité des bassins, à l'exception de ceux de Nahr El Assi et du Hasbanil-Wazzani dont les points s'écartent de la tendance générale, notamment le Nahr El Assi. Cela s'explique par le fait que ces deux fleuves ont une majeure partie de leurs surfaces localisées en Syrie et en Palestine donc non prises en compte dans les donnes fournies au Liban, mais surtout parce que la surface de leur bassin versant est beaucoup plus importante, notamment pour le Nahr El Assi (1980 km^2), que les autres bassins du Liban.

La plupart de ces fleuves traversent des régions à fortes et moyennes densités rurales, des agglomérations urbaines et des zones urbanisées. Ceci les rend sujets à des pollutions d'origine urbaine et industrielle et les menace sur les plans qualitatif et quantitatif.

Une étude (Table II) qui porte sur l'évaluation de la qualité des rivières côtières durant la période sèche montre que la plupart des rivières libanaises sont affectées par une pollution bactériologique sévère, avec de hauts niveaux d'E.Coli et de Coliformes (Houri et El Jeblawi, 2007).

Rivière	DBO_5 (mg/L)	NO_3 (mg/L)	TDS (mg/L)	SO_4 (mg/L)	C T (c/100mL)	E.Coli (c/100mL)
Abou Ali	14,4	3	270	20	900	20
Ibrahim	62,8	1	150	8	3500	3000
Anthélias	53,2	3	300	30	28000	6000
Damour	21,3	3	200	28	490	15
Awali	33,4	7	210	22	710	1
Qasmieh	22,5	5,5	250	21	80	0

DBO : demande biologique en oxygène, NO_3 : teneur en nitrate, SO4 : teneur en sulfates, TDS : total dissolved solids (teneur totale en sels dissous), CT : coliformes totaux, d'après Houri et El Jeblawi, 2007.

Table II : La qualité de quelques rivières Libanaises côtières durant la saison sèche

Le Nahr el Kabir, frontière entre le Liban et la Syrie, prend sa source dans la région de Hermel. Ce fleuve est pollué malgré qu'il soit faiblement urbanisé (Tarabay, 2011). Il comprend un port de pêche et une plaine à forte activité agricole. La pollution est exprimée par des concentrations relativement élevées en phosphates qui peuvent atteindre 18 $mg.L^{-1}$ et 15,8 $mg.L^{-1}$ dans les

effluents de Khaled et Ghadra qui proviennent des rejets domestiques, des eaux usées et des fertilisants phosphatés utilisés dans l'agriculture (Hassan et al., 2005 ; Thomas et al., 2005).

Le Nahr al Bared, l'un des principaux cours d'eau côtiers libanais prend sa source dans les montagnes d'Akkar à Danié. Dans la partie aval de son bassin versant qui est occupée par des agglomérations urbaines condensées, il est fortement pollué. Une série d'analyses ont été effectuées sur les sédiments du fond ce cette rivière recensant des teneurs élevées en Cr et Ni parmi les ETM étudiés, dus à un enrichissement d'origine anthropique de l'industrie du cuir et du tannage. Mais aussi, la présence de certains insecticides y a été relevée, comme le DDT et son métabolite le DDE (insecticides et acaricides de la famille des organochlorés utilisés dans les surfaces cultivées du bassin), ou encore la présence d'HAP due à une ancienne voie ferrée qui traverse le bassin (Thomas et al., 2005).

Nahr Abou Ali, avec un bassin versant qui comprend plus de 236 villages, abrite Tripoli (350 000 habitants), la deuxième plus grande ville du Liban. Les principales sources qui alimentent le cours d'eau sont : Kadisha, Mar sarkis, Rachim, Mar Semaan, Ein Ashash EL Kadi et El Moutran (Daou, 2006). Cette région réputée pour l'agriculture a connu au cours des trois dernières décennies un fort développement urbain aux dépens de l'agriculture (Massoud et al., 2004). Une étude effectuée par Massoud et al. (2006) révèle des teneurs élevées en coliformes fécaux et totaux, teneurs attribuées aux décharges de déchets et de la litière vers la rivière.

Nahr Al Jaouz est une rivière alimentée qui jaillit principalement des sources des Jroud Tannourine (Daou, 2006). Cette rivière fut le sujet de plusieurs études vu le grand intérêt qu'elle présente de par l'utilisation croissante de ses eaux pour l'industrie de l'eau minérale, la production hydroélectrique, et l'irrigation (Nakhlé, 2003). En effet dans sa partie amont, la qualité de l'eau de ce cours d'eau est dégradée par le déversement d'effluents en provenance des agglomérations urbaines, mais aussi des restaurants. En aval, les sources de pollution sont plus nombreuses avec les grands espaces agricoles qui s'y trouvent avec une utilisation excessive de pesticides et de produits chimiques en provenance de la plaine agricole de kfardela. Au nord de la rivière se situe une l'usine de phosphogypse de Selaata qui produit des engrais chimiques et des acides. Cette usine est une source continuelle en métaux traces pour la rivière (Abi-Ghanem, 2008).

Nahr Ibrahim (fleuve d'Adonis de l'antiquité), alimenté par les deux sources karstiques d'Afka et de Roueiss est connu par son débit le plus élevé parmi les rivières Libanaises. Cette rivière objet de notre thèse a déjà fait l'objet de plusieurs études. Notons que la construction du barrage Jannah est prévue sur cette rivière. D'après Korfali et Davies (2003), les sédiments de fond de la rivière contiennent des teneurs élevées en Fe (3200 $\mu g.L^{-1}$), Mn (14 $\mu g.L^{-1}$), Zn (700 $\mu g.L^{-1}$) et Pb (40 $\mu g.L^{-1}$) et qui sont probablement dues aux activités industrielles (Korfali et Davies, 2003). En terme de flux, l'Ibrahim est la rivière qui transporte le plus de Cd (7,22 kg/an) et d'Hg (3,6 kg/an) particulaires à la mer (Nakhlé, 2003). El Samarani et al. (2005) trouvent une contamination en nitrates et bactériologique dans la partie avale de la rivière avec une contamination microbiologique uniquement en amont.

Nahr al Kalb, dont le débit moyen annuel est de 254 Mm^3 est alimenté par deux affluents, El Assal et El Laban, qui prennent respectivement leur source à 1570 et 1653 m d'altitude.

Nahr Anthélias, connue pour être la rivière la plus courte au Liban (avec une longueur de 3 km), *« est alimentée par une ex-urgence le Fouar Anthélais* et par deux petites sources, Nabaa *Tannour et le Mquasbiyé, dont les débits sont respectivement de 800L.s^{-1}, 200 L.s^{-1} et 75 L.s^{-1}* » (Saad et al., 2004a). Ce fleuve a fait l'objet de différentes études en raison de son fort débit (Khalaf, 2011). Depuis la source jusqu'à l'embouchure, on y note l'augmentation des teneurs en ETM dissous dans les eaux de cette rivière tels que Pb (0,01 - 66,77 $\mu g.L^{-1}$), Cd (0,09 - 1,46 $\mu g.L^{-1}$), Fe (9,31-213,68 $\mu g.L^{-1}$), Cr (0,29 - 40,01 $\mu g.L^{-1}$), Zn (19,87 - 696,8 $\mu g.L^{-1}$), Cu (0,95 - 10,13 $\mu g.L^{-1}$) et Ni (6,97- 329,11 $\mu g.L^{-1}$) (Saad et al., 2004a). De plus Nakhlé y détecte une concentration très élevée en Pb dissous (165 $ng.L^{-1}$) (Nakhlé, 2003).

Nahr Beyrouth, qui traverse la capitale Beyrouth, est caractérisée par un débit moyen en période de hautes eaux, et un débit presque nul en période de basses eaux. Son bassin versant concentre le tiers de la population et la moitié des activités économiques, industrielles et touristiques du Liban. Il reçoit de ce fait leurs effluents. Les études effectuées sur les sédiments de la rivière de Beyrouth révèlent des concentrations élevées en Cd (0,6-0,94 $\mu g.g^{-1}$) ; Pb (70-101 $\mu g.g^{-1}$) et Hg (0,1-0,5 $\mu g.g^{-1}$) (Nakhlé, 2003).

Nahr Damour et le Nahr awali, sont les seules rivières côtières méditerranéennes du Liban méridional. ***L'Awali*** prend sa source principale à 1080 m d'altitude. Le ***Nahr Damour*** est

alimenté par la source Safa. Les deux rivières et leurs affluents traversent des villages de Jezzine, Aley et Barouk et sont de ce fait pollués par des rejets domestiques. Une étude effectuée par Saad et al. (2004 b) dans les eaux des sources du Nahr Damour, montre un rapport ionique de concentrations SO_4^{2-}/Cl^- variant entre 0,3 et 0,4. Elles ont comme origine les sulfates issus d'activités anthropiques entre autres agricoles.

Nahr Zahrani qui prend sa source dans le Mont Amel**,** présente le débit le plus faible parmi l'ensemble des rivières du Liban (1,59 $m^3.s^{-1}$). Il est sec en périodes de basses eaux.

Hasbanil-Wazzani, la Rivière Hasbani prend sa source de la région Hasbaya dans le Mont Sheikh à Hasbaya et coule en passant par Hasbaya pour joindre la Rivière Wazzani. La Rivière Wazzani traverse la frontière au Sud et forme l'une des principales sources du Jourdain qui alimente le lac de Tibériade en Israël (Darwish, 2004 ; Tarabay, 2011).

Nahr Litani, la rivière la plus longue parmi les rivières libanaises, est récemment devenue un champ d'expertise et d'intérêt des scientifiques à cause des fortes pollutions. Une étude récente effectuée sur la partie inférieure du bassin versant du Litani (Nehme et al., 2014) montre des concentrations élevées en Fe, Cd, Zn, Pb, Co, Cu et Cr dans les sédiments de fond. Rappelons quelques éléments essentiels à propos de ce fleuve. Premièrement, son cours rencontre le plus grand barrage hydraulique au Liban au niveau de la ville de Qaraoun. De plus, en amont de ce barrage, le fleuve traverse la plaine agricole de la Bekaa et ses grands espaces de cultures, ce qui fait que l'eau du fleuve est intensément pompée pour l'irrigation, comme au printemps 2014 où l'hiver a été remarquablement peu pluvieux au Liban, et où l'on pouvait observer un fleuve ressemblant à un ruisseau de quelques dizaines de centimètres de large. Enfin, il est simple de constater visuellement que le fleuve et ses environs font malheureusement office de dépotoir notamment de flacons de pesticides en tous genres…

De plus, de nombreux fleuves permanents ont fait l'objet d'études biocénotiques : Nahr Beyrouth (Jalbout et al., 1998), Nahr Anthélias (Saad et al., 2004a), Nahr el Bared (Abed et Tabchi, 2005), Oronte (Slim et al., 2005), Nahr el Jaouz (Khalaf et al., 2007), Nahr el Litani (Abou Hamdan, 2004 ; 2008) et Nahr el Bared (Khalaf et al., 2009). Les résultats montrent que pour la majorité des cours d'eau, l'eau est de bonne qualité à l'amont, mais se dégrade à l'aval sous l'influence anthropique incontestable, principalement due aux rejets agricoles, urbains et

industriels. Cela étant, le Nahr Anthélias et le Litani se distinguent par le fait que la pollution organique s'y trouve de la source jusqu'à l'embouchure.

1.5.2. Les sources

Le Liban compte plus de 2000 sources de type karstique (MoE/LEDO/ECODIT, 2001). Dans leur majorité, elles sont utilisées pour l'alimentation en eau potable et pour l'irrigation en moyenne montagne, bien que certaines tarissent pendant la période des basses eaux. Ces sources présentent toutes les mêmes caractéristiques, entre autres un temps de latence réduit, une sortie d'eau trouble, et des crues maximales décalées vers mars-mai (Hakim, 1986).

Parmi ces sources, la source Afka à 1113 km d'altitude présente le débit le plus élevé (2,8 $L.s^{-1}$) et à 5 Km au nord, la source de Roueiss (1800 m d'altitude) présente un débit de 1,7 $L.s^{-1}$ (Hakim, 1986). La Table III donne le débit annuel moyen de quelques-unes des plus importantes sources karstiques au Liban.

Source	**Dma** **($L.s^{-1}$)**
Afka	2800
Roueiss	1700
Berdaouini	800
Qadicha	1500
Rachaïine	1400
Ed-Délbé	1400
Mgharet Jiîta	5500

Source : Hakim, 1986

Table III *:* Débits moyens annuels (Dma) de quelques sources karstiques libanaises

Malheureusement, les sources subissent le même sort que celui les rivières. En l'absence de système de protection pour la sauvegarde des ressources naturelles, elles sont exposées aux infiltrations d'eaux issues de l'agriculture intensive. Dans une étude effectuée en 1999 par Oulabi et Slim sur 35 sources d'eau distribuées sur l'ensemble du territoire Libanais, les concentrations en Ca, Cd, Zn, Cr et Ni ont été analysées dans les eaux et les sédiments.

Oulabi et Slim montrent des concentrations en calcium dominantes dans toutes les sources, en relation avec la nature carbonatée des roches avec un rapport Ca/Mg qui varie entre 2 et 4 à

l'exception des deux sources de Yaacoub et Sharbini. Pour ces deux dernières, ce rapport est inférieur à 2 à cause des pollutions dues à l'utilisation de fertilisants à base de Magnésium. La concentration en potassium est élevée dans les eaux des deux sources d'Arabsalim (7,85 $mg.L^{-1}$) et Zeibdien (8,66 $mg.L^{-1}$), ce qui est dû aux ajouts de fertilisants à base des sels de potassium dans les zones agricoles avoisinantes.

Quant à la source visible d'Annaya jusqu'où l'eau est acheminée par des canalisations métalliques depuis la source naturelle, la concentration de Fer qui y est observée est très élevée (avec 87 $\mu g.L^{-1}$). Le plomb se trouve dans des concentrations très élevées (> 30 $\mu g.L^{-1}$) dans les eaux de certaines sources (Boarej, Ouyounorgosh, Raselain, Ajamal, Zebdien), car leurs eaux sont impactées par des routes situées à proximité et notamment par le Pb des essences des véhicules. D'après les mêmes auteurs, des valeurs élevées en Cd (20 $mg.L^{-1}$) sont reportées dans les eaux des deux sources Labweh et Barouk qui sont attribuées aux activités humaines abondantes.

Pour ce qui est les ETM dans les sédiments, les concentrations en Mn sont élevées dans les sources Sabehoyoun (1098 $mg.kg^{-1}$), Oyounorghosh (1356 $mg.kg^{-1}$), Kayfoun (647 $mg.kg^{-1}$). D'après ces mêmes auteurs, ceci est dû aux rejets urbains relatifs aux abondantes habitations. Également des concentrations élevées en Zn sont observées dans les sources de Zebdein (109 $mg.Kg^{-1}$), de Mizrab (268 $mg.Kg^{-1}$) et Raselein (138 $mg.Kg^{-1}$), révélant la présence de résidus de fongicides et de fertilisants.

En général les rivières libanaises sont toutes affectées par des rejets incontrôlés des effluents industriels et urbains non traités, mais aussi par les apports par ruissellement et infiltration des résidus de pesticides et de fertilisants utilisés en agriculture ainsi que des métaux lourds (MOE, 2001 ; Daou, 2006).

Parmi les sources de pollution déjà citées, il en est une qui, à notre connaissance, n'est jamais mentionnée par les travaux sur la pollution des rivières libanaises, et qui mériterait de l'être. En effet, la règlementation de la chasse ayant été très longtemps peu ou pas respectée au Liban, et du fait du manque de sensibilisation, vider cinquante cartouches de 28 grammes de plomb chacune par journée de chasse relève de la pratique « classique »... pour un seul chasseur. Ainsi, ce sont des dizaines de kilogrammes de plomb qui se répandent aléatoirement dans la nature, sans soucis de la conséquence sur les sols, les cours d'eau et les nappes phréatiques.

Par ailleurs, il est intéressant de rappeler que dans la majorité des villages libanais, les habitations sont équipées de fosses septiques traditionnelles où déversent toutes eaux usées (sanitaires, vaisselle, lessive). Certes ces fosses semblent fonctionnelles, mais elles sont complètement perméables aux agents polluants (bactéries, molécules médicamenteuses véhiculées par voie urinaire, produits ménagers…). À l'heure actuelle, seules les deux stations d'épuration de Ghadir et Saïda sont fonctionnelles et disposent uniquement d'un traitement préliminaire. Sept autres ont été bâties durant les 10 dernières années à Tripoli, Chekka, Batroun, Byblos, Nabi Younes, Bekaa Ouest et Nabatieh, mais ne sont pas encore fonctionnelles, car les infrastructures de connexion entre la station et les habitations ne sont pas terminées ou fonctionnelles (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

1.6. Plan de secours mis en place par l'état libanais

Comme conséquence à l'état d'urgence et catastrophique du pays, le Ministère de l'Énergie a mis en place plusieurs solutions alternatives pour répondre à ces besoins. Ces différentes solutions sont notées dans un rapport effectué en 2013 sur le secteur de l'électricité au Liban (BIE, 2013). Par exemple, comme première action face à la déficience énergétique, le ministère a loué des navires-centrales en provenance de Turquie pour alimenter le réseau électrique libanais de 270 MW, le temps que les centrales de Jiyeh et de Zouk finissent d'être réhabilitées. De plus, il est prévu la construction de barrages pour le captage d'eaux de pluie et l'utilisation à des fins agricoles ou énergétiques. Ces barrages sont le barrage de ***Jannah*** sur le Nahr Ibrahim, le barrage de ***Kaisamani*** dans la partie montagneuse de Baabda et la périphérie de la casa d'Aley, le barrage du lac collinaire de ***Brissa*** dans la partie élevée de la casa de Minieh-Denieh, le projet de barrage ***Msaylaha*** au niveau des casas de Batroun et de Koura. Parmi ces projets, le barrage Jannah a pris aujourd'hui une grande ampleur à l'échelle du pays.

Le projet de Jannah a débuté en avril 2013 (Figure 5). Ce barrage d'un coût de 250 millions de dollars aura une hauteur de 165 mètres et une capacité de 95 millions de mètres cubes d'eau, pour produire 90 à 140 MW d'électricité alimentant de ce fait le Caza de Jbeil avec 35 millions de mètres cubes, et de Beyrouth avec 60 millions de mètres cubes.

Ce barrage sera le second barrage au Liban après le lac de Qaraoun. La première pierre a été mise en place en avril 2013 et c'est ainsi la polémique et les tergiversations s'enchainent entre les différents acteurs (ministères, presse, spécialistes, ONG de protection de l'environnement). Ce barrage est conçu dans le Bassin Versant de la Rivière Ibrahim (BVRI).



Figure 5 : Flèche vers le projet Sad Jannah

Il s'agit d'un bassin versant de 326 km^2, ayant un débit moyen de 408 millions de m^3/an. Ce BV est caractérisé par une biodiversité remarquable et classé par l'UNESCO comme site du patrimoine mondial (Bou Saab et al., 2006). Ce site choisi pour cette étude est une région typique des régions libanaises, car tous les aspects de gestion durable des ressources naturelles et des risques y existent et y sont discutés (Shaban et al., 2015).

Le problème prend une autre dimension du fait que cette rivière était sujette durant les dernières décennies à une forte pollution en Pb, Cu et Zn, ces éléments étant en général peu concentrés à l'état naturel dans l'environnement. On les trouve dans des teneurs très élevées dans la fraction totale des sédiments de fond (267 $\mu g.g^{-1}$ de Zn ; 367 $\mu g.g^{-1}$ de Cu) en raison de rejets agricoles et industriels domestiques non traités. De même, ces mêmes auteurs ont révélé une concentration élevée en Pb (160 $\mu g.g^{-1}$) dans les sédiments, causée par le trafic automobile (Korfali et Davies, 2000).

De plus en 1996 la Rivière Ibrahim était un sujet d'actualité dans les journaux (voir Annexe 1) en raison des rejets directs des industries et des pollutions de la carrière de pierre situées le long du fleuve. Le Nahr Ibrahim contenant déjà quelques usines sur son passage et quelques centaines de maisons, de villages (caractéristiques détaillées dans le chapitre suivant), on peut se poser des questions quant à l'amplification future de la pollution sur ce site patrimonial, d'autant plus que le barrage va créer une nouvelle activité socio-économique. C'est pourquoi nous cherchons à faire un état de lieux à l'heure actuelle, ce qui servira d'état de référence si l'on veut comparer dans quelques années l'évolution du site après l'implantation du barrage. Depuis que l'idée de la

création de ce barrage a émergé, cette idée fait controverse au niveau du gouvernement des associations de protection de l'environnement, des agriculteurs et des fermiers sur les conséquences à venir. Régulièrement l'état demande des études et des enquêtes qui se succèdent les unes aux autres.

1.7. Les diatomées

Pour appuyer nos résultats, nous nous sommes basés sur les diatomées, qui sont des algues unicellulaires microscopiques présentes tous les milieux aquatiques. Leur présence indique une eau saine à la consommation et non polluée. C'est pourquoi nous avons estimé intéressant de s'y pencher sans pour autant en faire l'objet principal de nos recherches.

Les diatomées possèdent un squelette extérieur siliceux appelé « frustule » dans lequel se trouve toute la systématique (Bathurst et al., 2009). Ce sont des producteurs primaires en perpétuelle interaction (physique, chimique et biologique) avec leur écosystème, et qui permettent d'intégrer les évolutions environnementales. Ces organismes avec leurs petites tailles sont capables d'enregistrer et d'intégrer toutes les modifications d'origine naturelle ou anthropique du milieu sur le court et long terme, tout comme les effets des différents types de polluants (Leclercq et al., 1996 ; Dokulil et al., 1997 ; Fawzi et al., 2001 ; Goma et al., 2005).

Malgré leur importance dans les hydrosystèmes aquatiques, les algues microscopiques (notamment les diatomées) restent en général peu étudiées au Liban surtout dans les écosystèmes d'eau douce. Plusieurs fleuves au Liban ont fait l'objet d'étude algale : Nahr Beyrouth (Jalbout et al., 1998) ; Nahr Antélias (Saad et al., 2004a) ; Nahr el Bared (Abed et Tabchi, 2005) ; Rivière Oronte (Slim et al., 2005) ; Nahr el Jaouz (Abboud-Abi-Saab et al., 1999-2002 ; Khalaf et al ., 2007) et le Nahr Hasbani (Slim et al., 2013). Cependant, la flore algologique du fleuve Ibrahim n'a pas été réalisée.

Partant du constat qu'aucune étude n'a été consacrée à la flore algologique du BVRI à notre connaissance, et en profitant de la présence au CLEA (Commission Libanaise de l'énergie atomique) du CNRSL et des compétences en matière d'analyse de diatomées avec plusieurs dizaines de publications scientifiques, nous nous sommes parallèlement intéressés à ce bio-indicateur très riche et fiable de la qualité des eaux et de l'état de pollution.

Nos intérêts étaient focalisés sur deux points :

- un point écologique, celui d'une meilleure connaissance des effets de la dégradation anthropique sur les communautés diatomiques du Nahr Ibrahim pendant 10 ans.
- un point de surveillance ou de monitoring pour évaluer l'impact de la perturbation anthropique sur la présence ou l'absence des espèces et de leurs abondances durant cette même période.

N'ayant aucune donnée historique sur les diatomées de Nahr Ibrahim, nous avons réalisé une étude comparative des données biologiques de diatomées et physicochimiques obtenues pour l'année 2001 et 2011 (au cours de nos campagnes d'échantillonnages). Ces deux approches (physico-chimique et biologique) combinées nous permettent d'obtenir un aperçu global pour l'évaluation de l'état de la qualité de l'eau de rivière (Raibole and Singh, 2011 ; Chia et al., 2011 ; Amarnath et al., 2013). Les données de 2011 et 2012 pourront ainsi constituer un outil supplémentaire aux décideurs, en formant un état zéro original, et qu'il aurait été historiquement dommage de manquer avant la réalisation du barrage Sad Jannah.

CONCLUSION

Le bilan de notre étude bibliographique sur le bassin de l'Ibrahim indique que les activités humaines exercent des effets incessants sur la zone critique en général, et les ressources hydriques en particulier. Ce problème de grande ampleur affecte les ressources en eau dans le monde entier. Le Liban n'échappe pas à cet état de fait et voit une dégradation grave de ces ressources hydriques du point de vue quantitatif et qualitatif. Avec la circulation de l'eau au sein d'un écosystème aquatique, ces effets sont nombreux et complexes et affectent l'hydrologie ainsi que le cycle biogéochimique des éléments majeurs, des nutriments et des polluants métalliques. Et ainsi, selon le mode d'occupation de sol, la géologie, la pédologie ou encore l'intensité des activités anthropiques, les impacts de ces facteurs sur les eaux et les sédiments ne seront pas les mêmes.

Nos travaux sur le BVRI se distinguent de ceux existants déjà dans la littérature, notamment en ce qui concerne les études hydrologiques classiques. En effet il s'agit pour nous de faire une étude qui combine à la fois des données issues d'analyses et d'expérimentations au laboratoire, et des données cartographiques élaborées à partir des images satellites et d'un système d'information géographique. De plus, nous travaillons ici sur le bassin pris dans sa globalité ainsi que sur les sous-bassins. Tous ces éléments constituent une étude de référence sur ce bassin versant avant la construction du barrage de Jannah.

CHAPITRE II

ZONE D'ÉTUDE ET MÉTHODOLOGIE

INTRODUCTION

Dans ce chapitre, nous allons présenter le terrain de notre thèse qui est le Bassin Versant de la Rivière Ibrahim (BVRI). Incontournables pour aborder les résultats, les caractéristiques (géologiques, pédologiques et ceux relatifs au mode d'occupation de sol) du BVRI dans son ensemble sont exposées en premier lieu dans ce chapitre. Puis ces mêmes caractéristiques sont détaillées pour chacun des sept sous-bassins et leur évolution amont-aval est étudiée. En dernier lieu l'hydroclimatologie du bassin est traitée en fin de ce chapitre.

La Figure 6 ci-dessous donne un aperçu global du travail entrepris :

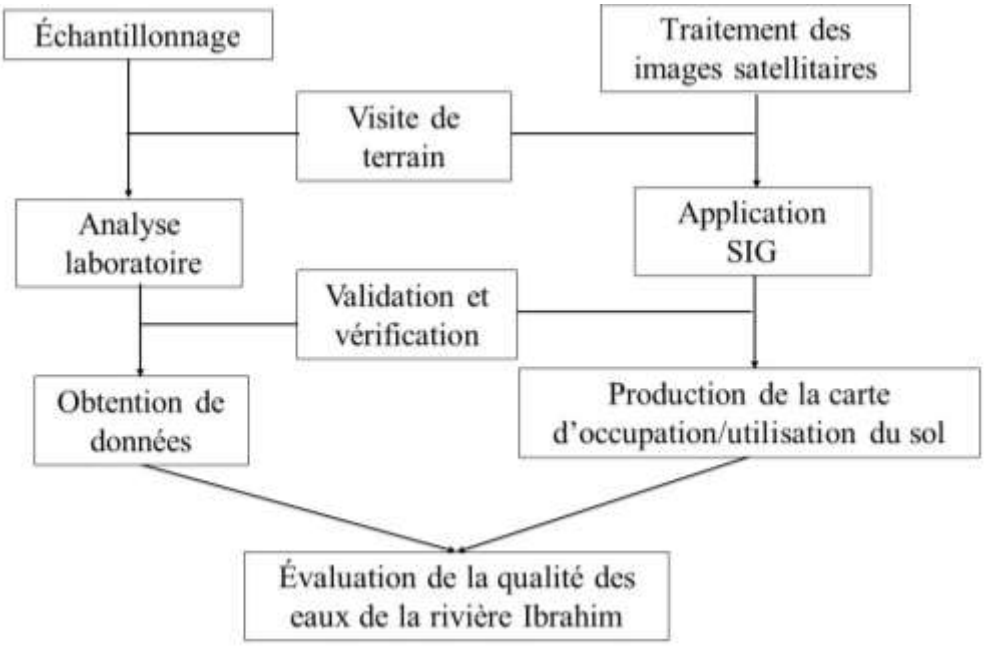


Figure 6 : Schéma général du travail entrepris

2.1. La zone d'étude

2.1.1. Localisation géographique du bassin versant de la Rivière Ibrahim

Le bassin versant de la Rivière Ibrahim se situe dans la région centrale du Liban occidental et englobe un terrain montagneux à forte pente. Il est situé entre 34°0' et 34°10' de latitude Nord et entre 35°35' et 36°0' de longitude Est, couvrant une superficie de 327 km^2. Ce bassin est bordé au Nord par les Bassins d'*Al Jaouz* et d'*Abou Ali*, au sud par le bassin de *Nahr El Kalb*, à l'est par les bassins de *Litani et* celui de *Yammoune*. La position du BVRI ainsi que le réseau hydrographique de ce bassin sont représentés ci-dessous sur la Figure 7.

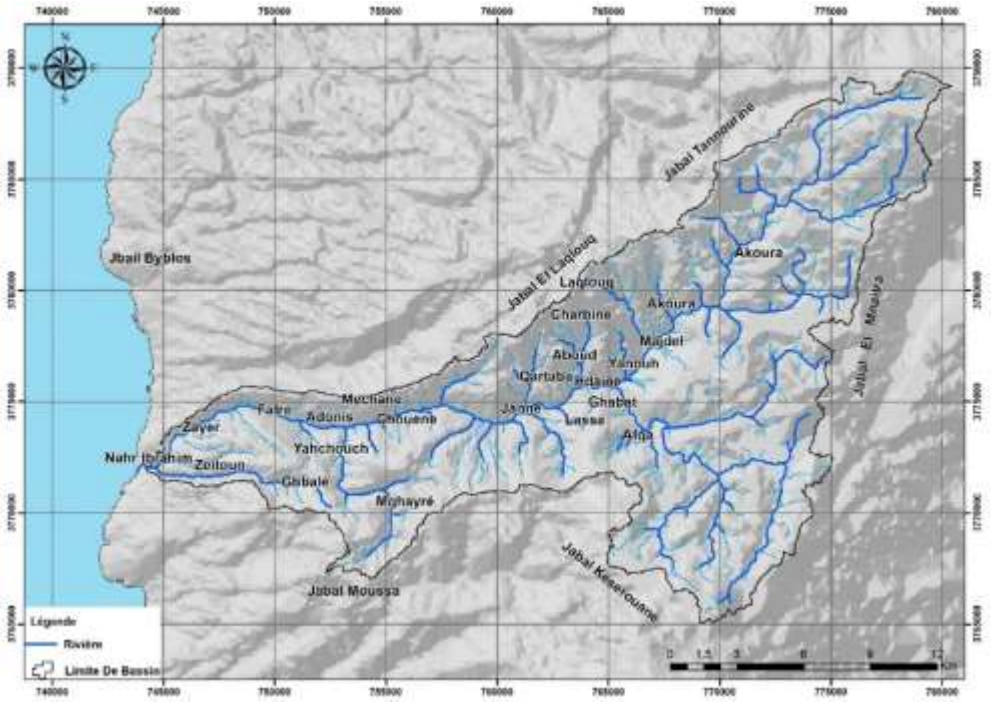


Figure 7 : Carte du bassin versant du BVRI comprenant la limite du bassin et quelques villages

2.1.2. Description du bassin

Le bassin part des crêtes des montagnes libanaises pour arriver à la mer méditerranée. Sa bordure orientale est matérialisée par la crête de ces montagnes sur une distance de 23 km. L'altitude moyenne est de 1576 m et la pente moyenne avoisine les 17%. Le réseau hydrographique de ce bassin est du type treillis. Il est constitué du cours d'eau principal, de son

tributaire principal *Nahr Roueiss* qui le rejoint au niveau de Kartaba, et du second tributaire venant de la source *Afka*.

Dans la haute vallée du Nahr Ibrahim, on trouve de petits villages (Kartaba, Mghayre, Mejdel, Akoura, Ghbayre) caractérisés par une biodiversité remarquable, de la faune et de la flore. Outre cette richesse, le village de Yannouh est connu depuis l'antiquité comme un site archéologique de grande importance. Il fut ainsi un point focal pour des recherches tel le projet Cèdre entre le Centre National de Télédétection du CNRSL et le CNRS en France et l'USJ. Il représente un site archéologique d'une grande importance, du fait de la présence de temples et de sanctuaires romains (Figure 8). De plus ce site a une importance historique qui revient aux souvenirs des premiers âges du patriarcat maronite (Gatier et Nordiguian, 2005).



Figure 8 : Yanouh en 2012. Vue latérale du temple romain

À noter que le projet CEDRE a fait l'objet d'une publication soumise à laquelle je suis associée (Darwish et al., 2015 et Shaban et al., 2015) en tant que coauteur.

Ce bassin comporte environ 200 sources, de type karstique avec des régimes hydrologiques et des débits différents, ce qui en fait un terrain d'étude autant complexe et complet, que scientifiquement intéressant. La plupart de ces sources ne sont pas pérennes, mais plutôt intermittentes. Certaines sont devenues uniquement des infiltrations de surface ou se sont taries en raison de la surexploitation. Environ 70% de ces sources se situent au-dessus de 900 mètres d'altitude. Selon la classification du réseau hydrographique établie par Meinzer en 1927, la plupart

de ces sources sont du 4ème ordre (6,31 à 28,31 $L.s^{-1}$) avec un débit moindre que ceux du 3ème ordre (28,3 à 288,31 $L.s^{-1}$) à certains endroits. À noter que les principales sources qui alimentent ce bassin sont les sources d'*Afka* (avec un débit de 5,2 $m^3.s^{-1}$) et de *Roueiss* (avec un débit de 6,6 $m^3.s^{-1}$) situées respectivement, à 1165 et 1240 mètres d'altitude.

2.1.3. Le fleuve Ibrahim

Le cours de l'Ibrahim est long de 27 km, se trouve à 80 km de la capitale Beyrouth, et à 40 km de Byblos. Il prend sa source à Roueiss et chemine à travers le bassin jusqu'à l'embouchure avec la mer. Avec un débit moyen annuel de 500 millions de m^3/an, il présente le débit le plus élevé des rivières côtières libanaises. Il s'alimente principalement de la chute de pluie et de la fonte des neiges, auxquelles s'ajoutent des sources qui sont réparties le long du fleuve. Les deux sources principales, Afka et Roueiss participent en grande partie au débit de la rivière en période de basses eaux, alors qu'en période hautes eaux, ces dernières n'assurent que 20% du débit du fleuve.

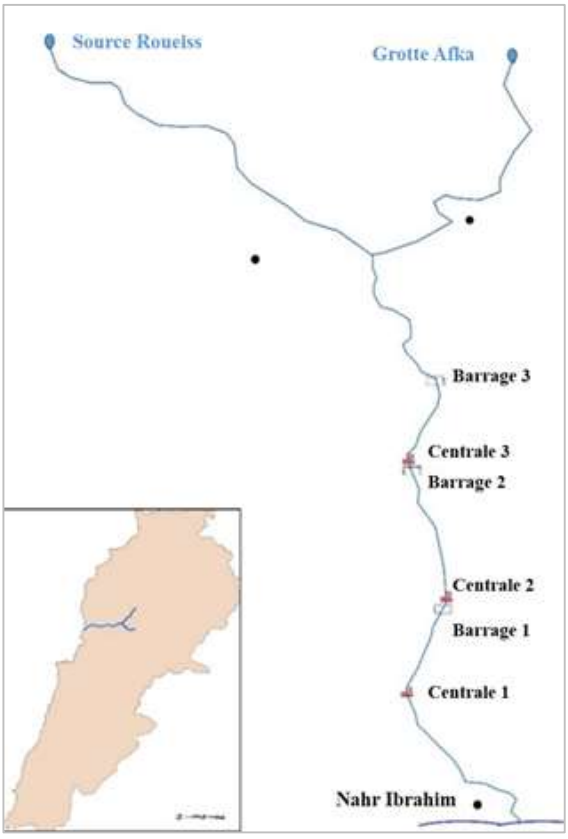
2.1.4. Production d'énergie électrique

Les usines de la Société phénicienne des forces hydro-électriques fournissent de l'énergie électrique au réseau libanais à partir de 3 centrales électriques (C_1, C_2 et C_3) (qui sont des retenues hydroélectriques) installées au fil de l'eau sur les 3 chutes de la Rivière Ibrahim (voir Figure 9). Les principales caractéristiques de ces centrales sont résumées dans la Table IV qui suit. Une quatrième centrale C_4 est prévue au niveau de la 4ème chute à Jannah dont le barrage a une retenue de 200 millions de mètres cubes. Il donnerait ainsi la puissance de 40 MW avec une hauteur de chute aux alentours de 200 m.

Centrale	Nb de groupes de production	Puissance (Kw)	Hauteur de chute (m)	Débit/Groupe ($m^3.s^{-1}$)	Vitesse (K/mm)
C1	3	3 x 1650	68,5	3	1000
C2	3	2x5000 1x2500	119,5	2x5 1x2	750
C3	2	2x7500	1340	2x7,25	750

Source Rapport annuel de l'EDL (Électricité du Liban) du 29/11/1994

Table IV : Production d'électricité hydraulique grâce au BVRI



Source : Khalaf, 1984

Figure 9 : Positionnement des centrales électriques sur la Rivière Ibrahim

2.1.5. Le climat selon la période

Dans le BVRI, le climat est classé comme humide de novembre à mars, semi-humide en avril, et aride de mai à octobre. La grêle et la neige se localisent à des altitudes très élevées entre les mois de novembre et avril, mais la neige persiste en altitude sur les parties amont jusqu'au mois d'août.

2.1.5.1. La température

La température diminue régulièrement avec l'altitude d'environ 6 °C pour une élévation de 1,000 mètres. L'estimation de la température dans le BVRI a été établie en se basant sur les données climatiques des stations Qartaba et Kaslik fournies par le service de météorologie de l'Aéroport international de Beyrouth.

- La station Qartaba située dans le BVRI à une altitude de 1222 mètres comprend des données pour les années 2000-2011. Cette station fournit la température dans la partie supérieure du

bassin. La température moyenne annuelle oscille autour de 16,2 °C. Le minimum (-1,45 °C) a été observé le 22 février 2004, et le maximum (32,7 °C) a été observé le 29 juillet 2007.

- La station Kaslik, située à l'extérieur du BVRI se trouve à 15 km de son embouchure le long de la côte. Elle représente quant à elle la température sur la partie aval du bassin, où la température moyenne annuelle est de 22,8 °C avec un minimum de 4,4 °C enregistré le 14 février 2004, et un maximum de 38,9 °C le 28 avril 2003.

Pour la suite de nos travaux, nous nous sommes basés sur les données climatiques de la station Qartaba. Ceci se justifie par la parfaite corrélation des données de températures entre les deux stations (Annexe 2).

2.1.5.2. L'évapotranspiration

Les stations météorologiques au Liban ne mesurent pas l'évapotranspiration. Mais selon Jaber (1995), l'évapotranspiration représente 50% des précipitations, voire 75% en période sèche. Dans notre cas, afin d'obtenir des données journalières pour notre période d'étude, nous nous sommes référés à la *ET_0 calculator*, établie par la FAO[5] en 2012.

L'*ET_O calculator* est un outil mis en place par la « Land and water division » de la FAO. Il intègre des données météorologiques et calcule l'évapotranspiration de référence en utilisant la formule générale de Penman-Monteith (1965). Ainsi, les valeurs journalières pour notre bassin oscillent aux alentours de 2,7 mm/jour, avec un minimum de 0,6 mm/jour observé le 9 janvier 2013 et un maximum de 5,7 mm/jour observé le 17 juillet 2012.

2.1.5.3. La pluviométrie

Les stations de mesure des précipitations sont identiques à celles de la température. La Table V ci-après résume les caractéristiques de ces deux stations et des précipitations. Étant donné que la station de Qartaba est celle située en amont de tout le BVRI, nous utiliserons dans la suite de notre travail les précipitations journalières issues de ses mesures. Les moyennes annuelles se trouvent en annexe (Annexe 3). En moyenne 70 jours de l'année sont considérés comme pluvieux. Durant cette période la neige est présente selon les fenêtres temporelles suivantes (Sanlaville 1977 ; Hakim, 1986) :

[5] http://www.fao.org/nr/water/eto.html

- une fois tous les 5 ans sur une altitude inférieure à 200 m,
- plus de 50 jours/an au-dessus de 2000 m d'altitude,
- 30 à 35 jours/an entre 1000 et 1800 m,
- 5 à 10 jours/an entre 200 et 1000 m,

Station	Altitude (m)	Période d'enregistrement	Précipitations moyennes annuelles (mm/an)
Qartaba	1222	1966-1970 2001-2011	977 1022
Kaslik	80	2001-2011	447

Table V : Caractéristiques des deux stations météorologiques et précipitations annuelles mesurées

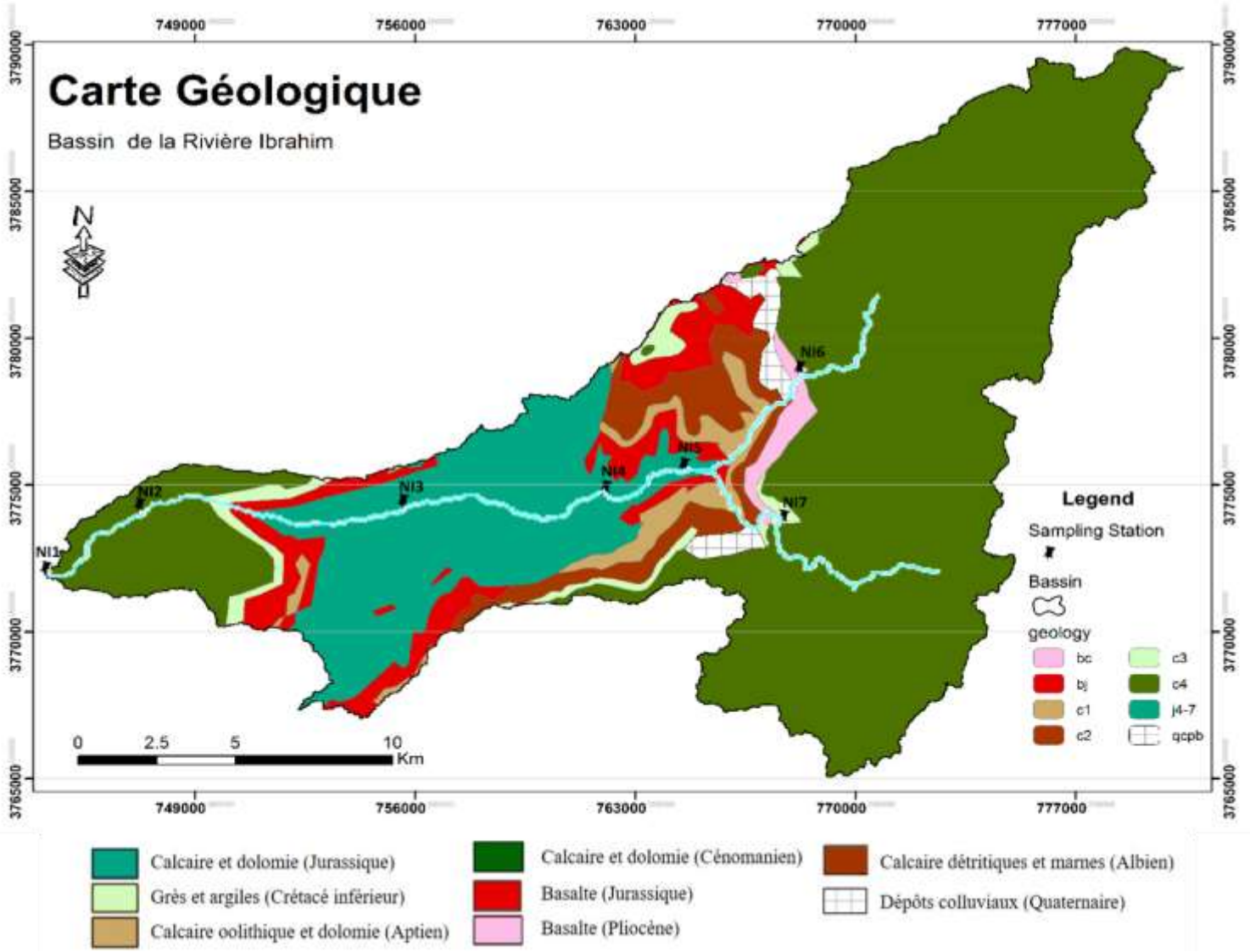
2.1.6. Géologie

Du point de vue géologique, la zone d'étude située dans le Liban Occidental se caractérise par une faille bien définie à l'Est, la faille de Yammounah. La séquence stratigraphique dans le BVRI expose les formations rocheuses du Jurassique moyen au Crétacé supérieur (Turonien). Le calcaire de différentes lithologies couvre environ 80% de la superficie. En outre, des grès, des schistes, des marnes et des roches volcaniques sont présents (Figure 10). La table VI ci-dessous donne un aperçu des différents types de roches présentes dans la zone d'étude.

Lithologie	Épaisseur maximale (m)	Superficie (km^2)	Superficie (%)
Colluvions	Variable	4,91	1,5
Calcaire, calcaire dolomitique	700	200,6	61,3
Calcaire schisteux, marne, calcaire	200	8,03	2,5
Calcaire, calcaire dolomitique, calcaire gréseux, calcaire clastique, calcaire marneux	50	17,03	5,2
Grès quartzo calcaire, intercalation de silt et argiles	Variable	10,21	3,1
Basalte	-	22,41	8
Dolomite, calcaire dolomitique	650	60,27	18,4

Source : Données issues de la carte géologique (1 ; 200 000) du Liban, (Dubertret, 1953).

Table VI : Les différentes formations lithologiques présentes dans le BVRI



Source : Deubertret, 1955

Figure 10 : Section géologique à la base de Nahr Ibrahim

2.1.7. Le sol

L'analyse des caractéristiques du sol du Bassin Versant de la Rivière Ibrahim a été effectuée à partir de la carte du sol du Liban dressée par Darwish et al. en 2006 (voir Figure 11). Dans cette carte, les données ont été obtenues en utilisant les nouvelles techniques de télédétection, ainsi qu'un système d'intégration pour la création d'une carte de sol unifiée à l'échelle 1 : 50 000 et une base de données de terrains pour le Liban. Au total, cette carte comprend 11 types de sols qui représentent les grandes classes, englobant 113 unités de sol (Darwish et al., 2006).

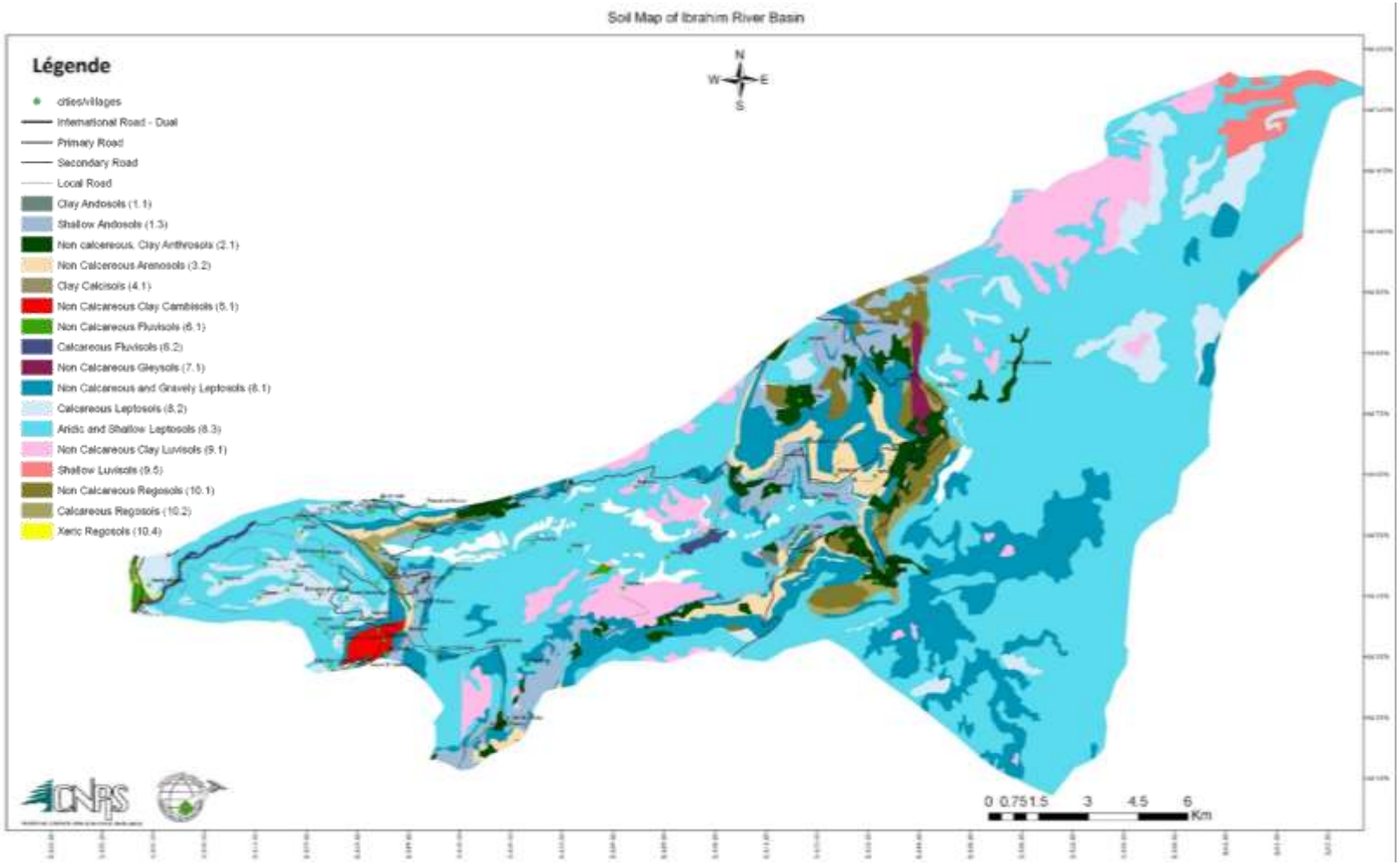
Notre région d'étude comprend ces 11 types de sols. La table VII qui donne un chiffrage des taux d'occupation montre que notre zone d'étude est principalement recouverte d'association de sols et de **leptosols** qui couvrent chacun environ 42% de la superficie totale du BVRI. Par ailleurs, des **andosols**, **regosols**, **anthrosols, aresonols**, **cliffs**, **luvisols**, **cambisols**, **gleyosols** et **fluvisols** existent, mais ils couvrent de très faibles surfaces et occupent au total moins de 3% du BVRI.

Le groupe nommé « **association de sols** » comporte 5 types de sols se trouvant en abondance dans tous les sous-bassins du BVRI. Ces types de sols sont les **calcaric leptosols**, **haplic leptosols**, **skeletic regosols**, **leptic luvisols**, **lithic luvisols**.

Les **leptosols**, sont connus pour être des sols peu profonds repartis sur des terrains calcaires durs et pentus. Les **luvisols** quant à eux se différencient par la présence de la végétation et des cultures en un degré moindre.

Les **leptosols**, notamment connus pour être les « terra rosa » des pentes méditerranéennes, occupent de larges superficies du BVRI et du territoire Libanais. Ce type de sol peu profond (moins de 50 cm) se développe sur les roches calcaires se trouvant généralement sur des terrains pentus et karstifiés, les rendant d'une part vulnérables à l'érosion hydrique, et d'autre part leur donnant le caractère de zone de recharge d'eau souterraine du Liban.

Avec l'histoire, ces sols généralement couverts d'arbustes ont reçu d'importantes pressions anthropiques dues aux activités de déforestation et aux feux de forêt dans la région.



Source : Darwish et al., 2006.

Figure 11 : Carte des sols du bassin versant de la Rivière Ibrahim

Classe	Pourcentage (%)
Andosols	4,2
Arenosols	2,5
Anthrosols	2,6
Cambisols	0,4
Fluvisols	0,3
Gleyosols	0,3
Soil Association	42
Leptosols	41,9
Luvisols	1,3
Regosols	3
Cliff	1,5

Source : Darwish et al. 2006.

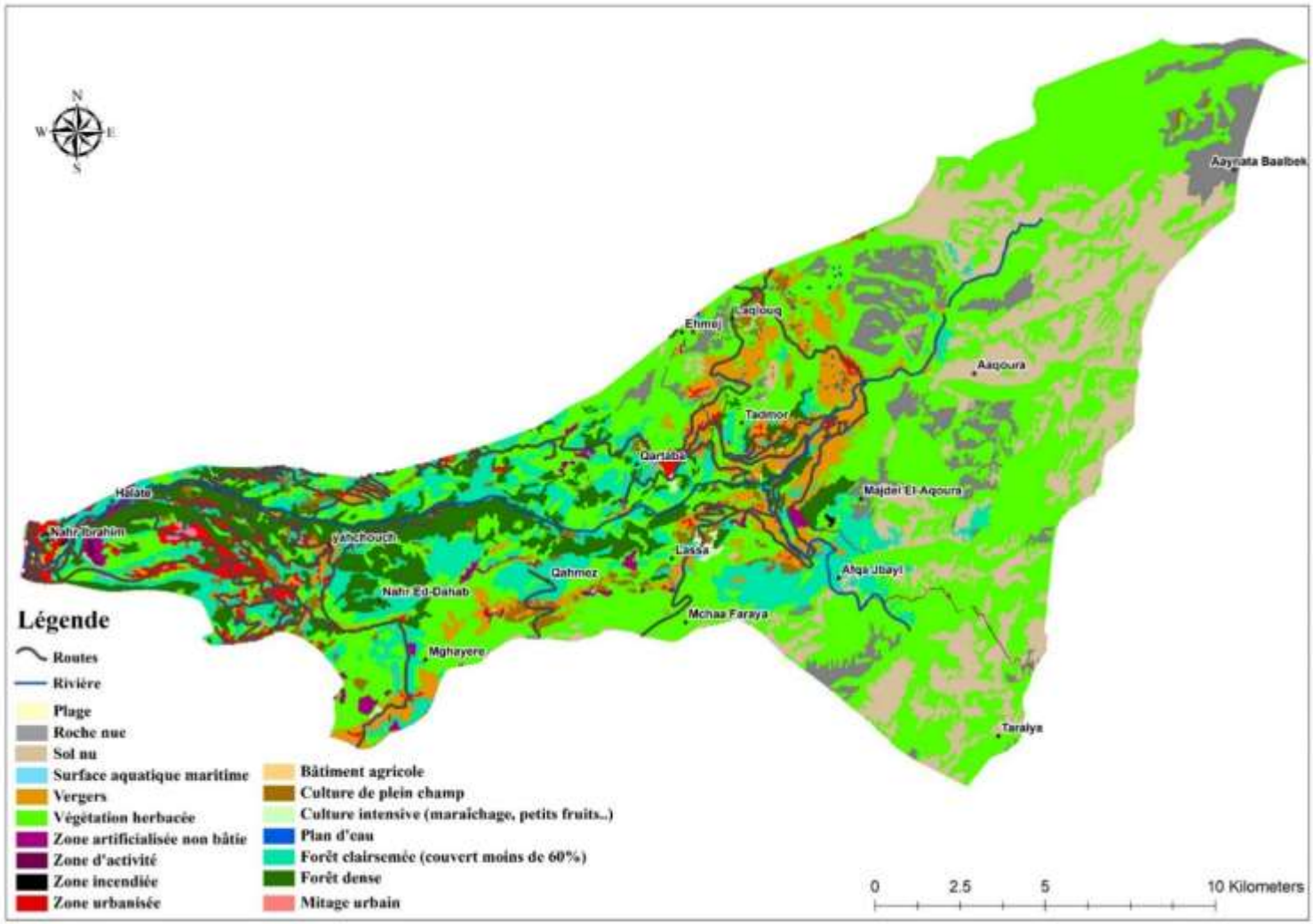
Table VII : Les différentes classes de sol dans le BVRI

2.1.8. Modes d'occupation des sols

La classification détaillée et la cartographie (Figure 12) des modes d'occupation des sols de notre zone d'étude ont été réalisées en se basant sur la carte d'occupation et d'utilisation du sol effectuée par le CNRS Libanais en 2006. Cette base de données provient d'images satellitaires IKONOS de 0,8 m de résolution (CNRS, 2005), et dont les données ont été validées sur le terrain. Les différents modes d'occupation des sols de cette carte détaillée ont été regroupés dans le diagramme suivant en 6 grandes classes (Figure 13).

Dans notre étude nous nous sommes intéressés à la classification désignée par la nomenclature de MOS[6] (Mode d'occupation du sol). La classe désignée sous le nom de « surface boisée » regroupe les forêts de pins, de chêne, de genévriers, de feuillus et les forêts mixtes, les zones arbustives ainsi que les zones incendiées. La classe désignée sous le nom de « territoire agricole » regroupe les cultures en plein champ, les vergers et les cultures intensifs et ainsi de suite.

[6] MOS Mode d'occupation du sol est l'Atlas cartographique numérique de l'occupation du sol de l'ile de France.



Source : CNRS, 2005

Figure 12 : Carte d'occupation du sol dans le BVRI en 2005

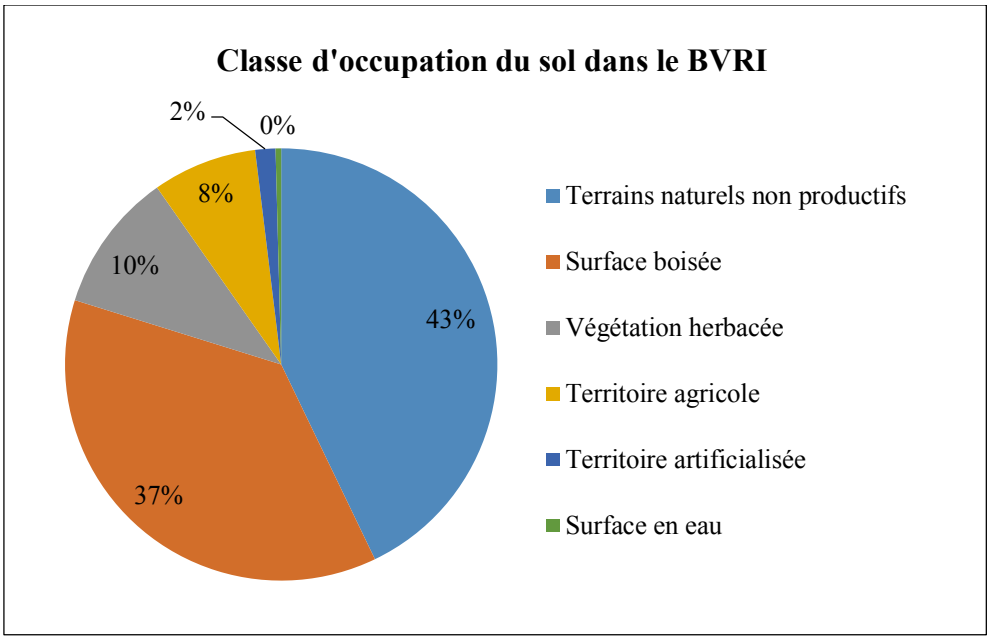


Figure 13 : Différents modes d'occupation des sols dans le bassin versant de la Rivière Ibrahim

2.1.8.1. Les terrains naturels non productifs

Les terrains naturels non productifs couvrent une grande superficie du BVRI (environ 140,30 km^2 soit 43% du BVRI). Ces terrains non fertiles formés de sols et des roches nues se trouvent principalement localisés vers l'amont du bassin, sur les terrains les plus pentus.

2.1.8.2. La surface boisée

La surface boisée sur l'ensemble du bassin est de 121 km^2 soit 37% du BVRI. Elle est majoritairement constituée de forêts de chênes et de forêts mixtes (32%). Viennent ensuite la végétation arbustive (28% des surfaces boisées), les forêts de pins (3,1%), de genévriers (0,21%), de cèdres (1%), de cyprès (0,36%) et les zones incendiées (0,03%). Des mitages urbains[7] sur forêts et vergers existent, mais sont négligeables (environ 0,2 et 0,07% respectivement). Les forêts de chênes se trouvent naturellement vers l'aval du bassin versant, dans la mesure où le chêne pousse en sol humide bien drainé, riche en calcaire, typique des sols se trouvant à l'aval.

De très faibles superficies sont couvertes d'arbres dans l'amont du bassin où seules des forêts de cèdres et de genévriers existent (à peu près 0,8 et 0,2% respectivement).

[7] Mitage urbain : étalement ou multiplication de résidences dans un espace rural

2.1.8.3. Végétations herbacées

Les espaces de végétation herbacée couvrent une surface de 34 km^2. Recouvertes d'herbes et de plantes, elles diminuent graduellement en s'éloignant de la mer. Toutefois on les trouve modérément réparties dans tous les bassins jusqu'à des altitudes supérieures à 1800 mètres.

2.1.8.4. Territoire agricole

Ces terres agricoles sont donc occupées essentiellement par des arbres fruitiers à feuilles caduques (13,33 km^2) et par des cultures en pleins champs (9,7 km^2). Ces espaces sont presque toujours accompagnés par d'autres types d'occupation de sol comme le mitage urbain et l'équipement agricole, qui bien que plus négligeables sont la signature de l'activité anthropique. Les terres agricoles couvrent une fraction mineure de notre région d'étude avec 7,8% du bassin. Ceci correspond à environ 25 km^2 alloués comme suit (Table VIII) :

Types de surfaces agricoles	**Surface occupée en km^2**
Arbres fruitiers à feuilles caduques	13,3
Cultures de plein champ	9,7
Oliviers	1
Sous-abri	0,5
Terres agricoles abondantes	0,4
Cultures d'agrumes	0,5
Mitages urbains sur vergers	0,3
Équipements agricoles	0,02
Élevage des volailles	0,01
Vignobles	0,0035

Table VIII : Répartition (en km^2) des surfaces agricoles dans le BVRI

2.1.8.5. Territoire artificialisé

On entend par territoire artificialisé tout espace urbain continu ou discontinu, toute zone d'activité (zone industrielle ou commerciale, zone portuaire, aéroport, gare ferroviaire), toute zone artificialisée non bâtie (extraction de matériau, décharge, remblai de mer, extension urbaine,

terrains urbains vacants), et toute zone verte artificialisée non agricole (espace vert urbain et grand équipement sportif ou de loisir).

Les espaces urbanisés sont majoritairement liés à des zones d'activité qui forment 92% des surfaces urbanisées, et occupent 1,5% de la surface totale du bassin. Ces zones se trouvent principalement à des altitudes comprises entre 970 et 750 mètres. Des tissus urbains peu à moyennement denses, des tissus urbains vacants et des zones artificialisées existent, mais occupent des surfaces presque négligeables du bassin. L'artificialisation elle-même est absente dans l'amont du bassin. Ce n'est pas illogique, étant donné que ces sites sont des sols de terrains non productifs et de nature calcaire dure.

2.1.8.6. Surface en eau

Les surfaces en eau du BVRI sont généralement représentées par des retenues collinaires qui furent construites à des fins agricoles. La géologie du BVRI a rendu possible la construction de ces bassins et la capture des eaux pendant les périodes des hautes eaux, en vue de leur utilisation ultérieure dans les périodes de basses eaux.

2.2. Les sous bassins du BVRI

2.2.1. Choix et présentation des stations

Avant d'entreprendre nos campagnes d'échantillonnage, nous avons minutieusement délimité le cadre de l'étude ayant pour objectif principal la définition d'un état zéro de référence de l'état du BVRI avant la construction du barrage prévu à Jannah (Sad Jannah) dans les années à venir, en définissant les différents aspects qui seront traités dans ce travail de thèse :

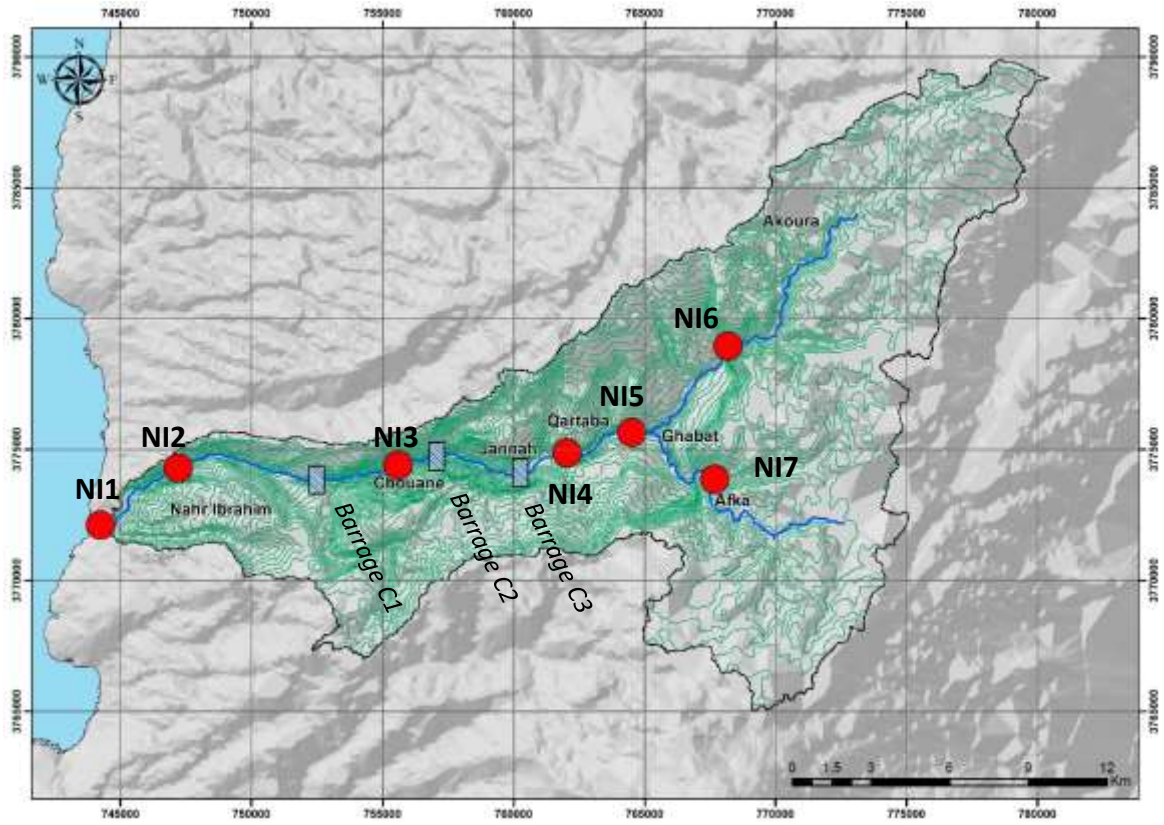
- caractérisation de la géochimie des eaux et des sédiments de l'Ibrahim,
- estimation des flux de matières exportées en solution et des vitesses d'érosion chimique associée,
- détection de la présence éventuelle d'une contamination métallique,
- évaluation du degré de cette contamination et de sa variation spatio-temporelle.

Dans ce but, une caractérisation préliminaire nous a été indispensable, afin de définir la nature et les différentes caractéristiques de notre région d'étude, tout comme le degré d'hétérogénéité des propriétés du sol. L'utilisation des techniques récentes de la télédétection

appuyée par le système d'information géographique et Google Earth ont rendu possible cette tâche. Nous nous sommes référés à des cartes topographiques au 1/20.000 et à la carte d'occupation du sol (CNRS, 2005) qui couvrent notre région d'étude.

Dans un deuxième temps, nous nous sommes rendus sur le terrain pour ajuster les coordonnées de ces points en fonction de leur accessibilité, et également examiner le terrain de près pour chercher des indices apparents ou cachés de pollution. De même, une enquête sur toutes les causes susceptibles de causer une contamination a été établie auprès des habitants et des villageois.

Ainsi notre choix s'est porté sur 7 stations représentatives d'un mode d'occupation diversifié. De ce fait, trois axes du bassin ont été examinés, à savoir une première station de prélèvement au niveau des affluents venant de la source Afka, une deuxième au niveau de ceux de la source Roueiss, et cinq stations tout le long du cours principal. La carte ci-dessous (Figure 14) montre la localisation des différentes stations sur le réseau hydrographique de ce bassin.



F*igure *14 *:* Positionnement des stations d'échantillonnage sur le Bassin Versant de la Rivière Ibrahim

2.2.2. Caractéristiques des stations

Les coordonnées géographiques ont été relevées à l'aide d'un GPS. Les distances kilométriques entre les sept stations ont été évaluées à partir du système d'information géographique. Le suivi du site a débuté en juin 2012 et s'est achevé en mai 2013. Des prélèvements d'eau ont été réalisés tous les mois pour les eaux de surface, puis saisonnièrement pour les sédiments de fond. Au total, 12 campagnes de prélèvements ont été effectuées.

Les caractéristiques (coordonnées géographiques, élévation et débit) relatives à chacune de ces stations sont résumées dans la table IX ci-dessous.

Station d'échantillonnage	Coordonnées géographiques	Élévation (m)	Débit ($L.s^{-1}$)
L'embouchure de chaque sous-bassin	Longitudes Latitudes	L'élévation de chaque station par rapport au niveau de la mer	Volume d'eau écoulé à l'exutoire de chaque sous-bassin
NI1	34° 3,882N 35°38,587E	8	10868
NI2	34° 4,953N 35°41,055E	82	10595
NI3	34° 4,864N 35°46,665E	415	9759
NI4	34° 4,949N 35°50,334E	744	8717
NI5	34° 5,596N 35°53,032E	957	8332
NI6	34° 6,596N 35° 54,45E	1232	4200
NI7	34° 4,057N 35°53,557E	1144	3595

N. B. Les débits sont calculés à partir de cette étude.

Table IX : Caractéristiques des stations de prélèvements

Station NI1 : le premier point de prélèvement d'eau est l'exutoire, point le plus en aval du réseau hydrographique, avant toute influence de la marée. Ce point est relativement intéressant de par sa localisation, puisqu'il contrôle l'ensemble des eaux de ruissellement drainées par le fleuve et ses affluents, ainsi que les matériaux charriés du bassin versant vers la Mer. Soulignons toutefois que nous avons pris une précaution essentielle pour éviter de prélever dans la zone de mélange eau

douce – eau de mer. Ainsi, une mesure de salinité nous a emmenés à nous éloigner d'une centaine de mètres de la zone de confluence-fleuve mer (Figure 15).

Station NI2 : la station 2 se situe après le barrage de Yahchouch. Cette station est entourée d'arbres et de petites zones faiblement habitées (Figure 16).

Station NI3 : cette station est située en aval du barrage Chouane (Figure 17), dans la zone connue sous le nom « la région industrielle de Nahr Ibrahim ». Cette zone comporte très grandes carrières utilisées pour les industries de fabrications de marbres (Figure 18 et 19). De plus elle est urbanisée, et on y note la présence de cinq grandes entreprises de produits alimentaires, pharmaceutiques, et de production de marbres :

- *Daccache woodline SARL*, société de conception et de design de constructions
- *Cosmaline SAL et Pharmaline SAL* pour la production de produits chimiques et pharmaceutiques
- *Liban Câbles* (qui s'étend sur une zone de 50 000 m^2) produit des fils, cordes et câbles nus et isolés (électriques et de télécommunication). Cette entreprise exploite 1400 tonnes/mois de cuivre, et notons que les différents processus de fabrication nécessitent une quantité d'eau de 50m^3/jour. L'eau est emmagasinée et réutilisée après un simple filtrage.
- *Pulper Slim oil*, de 40 000 m^2 de surface. La société travaille sur produits alimentaires destinés à une activité commerciale.
- *GAF Marble and Granite SAL et Samir Azar et Fils for Marbre*, deux entreprises qui fournissent du marbre et de pierres de construction à partir de carrières (Figure 19).

Station NI4 : au niveau de cette station, le cours d'eau est bordé de bandes agricoles, de roches nues et de surfaces boisées (Figure 20).

Station NI5 : cette station est exclusivement entourée de terres agricoles (Figure 21). Ce point de prélèvement se situe après la confluence des deux principales sources, Afka et Roueiss, en amont du BVRI. Cette station a été choisie sur la partie inondable du futur barrage de Jannah (Figure 22).

Station NI6 : À cette station, l'eau est prélevée dans la partie la plus amont de la rivière qui reste accessible, au niveau d'un tributaire qui reçoit les ruisseaux d'eau drainant par la source Roueiss. À cet endroit le ruisseau est bordé d'espaces laissés à l'état naturel et de terres sans présence humaine ou habitations (Figure 23).

Station NI7 : ***l***a station 7 se situe dans un endroit faiblement habité et difficilement accessible couvert de roches calcaires nues et par où émerge la source Afka (Figure 24).



Figure 15 : Vue de la station NI1 avant que le fleuve se jette en mer



Figure 16 : Vue du cours d'eau à la station NI2



Figure 17 : La rivière qui reprend après le barrage de Chouane avec les surfaces boisées à la station NI3



Figure 18 : Carrière au niveau des industries de construction



Figure 19 : Industrie de marbre



Figure 20 : Vue d'ensemble au niveau de la station NI4



Figure 21 : La zone inondable du futur barrage de Jannah au niveau de la station NI5



Figure 22 : La production agricole intensive adjacente à la station NI5



Figure 23 : Source de Roueiss



Figure 24 : Source d'Afka

2.2.3. Caractéristiques des sept sous bassins

Dans cette partie, nous nous sommes servis de cartes géologiques, d'occupation et d'utilisation des sols, ainsi que des cartes des sols pour déterminer les différentes caractéristiques géologiques, pédologiques et les modes d'occupation des sols de chacun des sous-bassins. De plus, le SIG nous a permis de calculer la distance kilométrique entre les sous-bassins en partant de l'embouchure, point de référence dont la distance est égale à zéro, jusqu'à arriver à NI7. Ainsi, les graphiques qui suivent ont été tracés en fonction de la distance kilométrique par rapport à l'embouchure.

2.2.3.1. Caractéristiques physiques

La bordure orientale du BVRI est dessinée par l'ensemble des crêtes de la chaine de montagnes du Mont-Liban, qui le séparent du bassin de Yamoune. La partie montagneuse du bassin est formée de plusieurs crêtes et éperons qui s'étendent vers l'ouest de la ligne des crêtes. Entre ces crêtes, l'Ibrahim et ses tributaires ont creusé des vallées profondes et des gorges étroites. Les altitudes dans ce bassin s'étendent de zéro au niveau de la mer à 2700 mètres au sommet du Jabal el Mnaitra.

Les cartes topographiques et le MNT (Modèle Numérique de Terrain) à 20 m du Liban (Figure 25) nous ont permis de déterminer les caractéristiques géomorphologiques telles que la pente moyenne et la surface correspondantes à chaque sous-bassin, à partir d'un traitement sous Système d'Information Géographique (SIG). La table ci-dessous expose les différentes caractéristiques topographiques des 7 sous bassins. Le bassin est reconnu comme un terrain pentu et rugueux. Sa pente moyenne est de 17,25% (Table X).

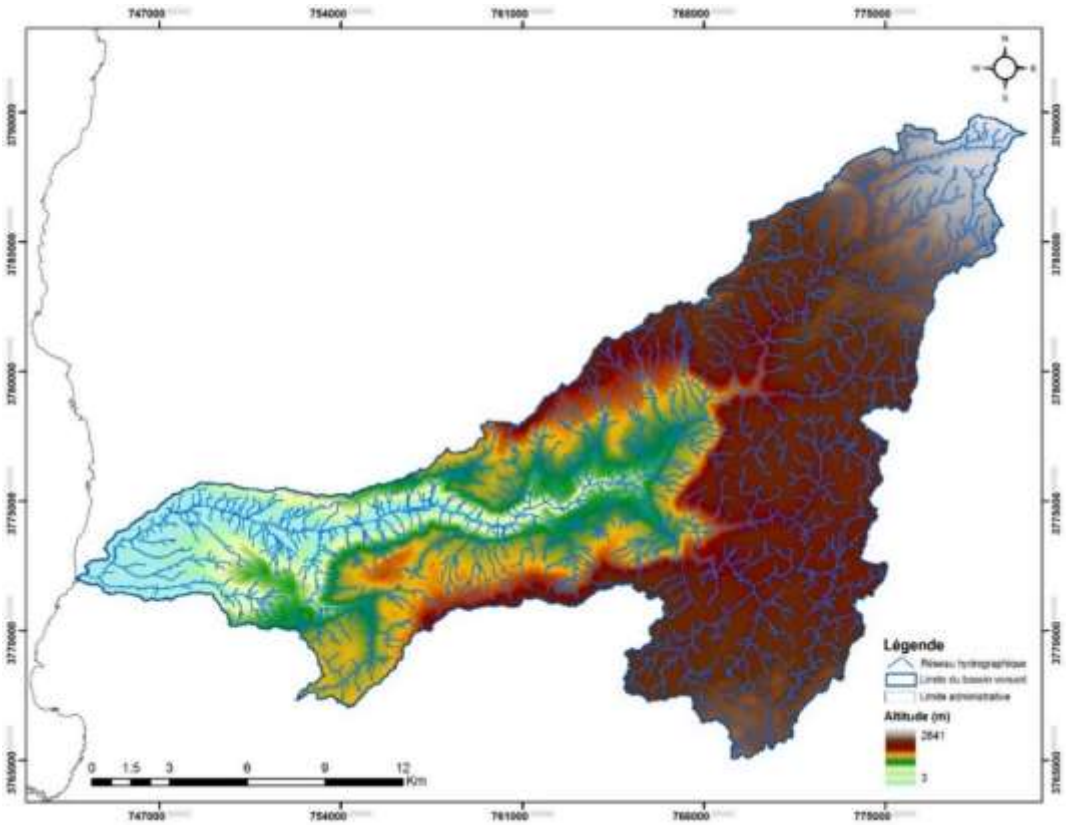


Figure 25 : Carte du réseau hydrographique et MNT à 20 m de résolution pour le BVRI

Stations de mesure	B.V. (Km^2)	Pourcentage du bassin (%)	Pente Moy (%)
NI1	327,35	100	17,25
NI2	309,36	94,5	16,91
NI3	264,84	80,9	15,8
NI4	221,28	67,6	14,28
NI5	207,19	63,3	13,92
NI6	89,15	27,2	13,35
NI7	75	22,9	11,67

Table X : Caractéristiques topographiques des différents sous-bassins du BVRI

2.2.3.2. Caractéristiques pédologiques

Environ la moitié de la surface des sept sous-bassins du BVRI est recouverte de sol du type « Soil Association », le type qui regroupe les Calcaric leptosols, Haplic Leptosols, Skeletic Regosols et les Leptic Luvisols (Figure 26).

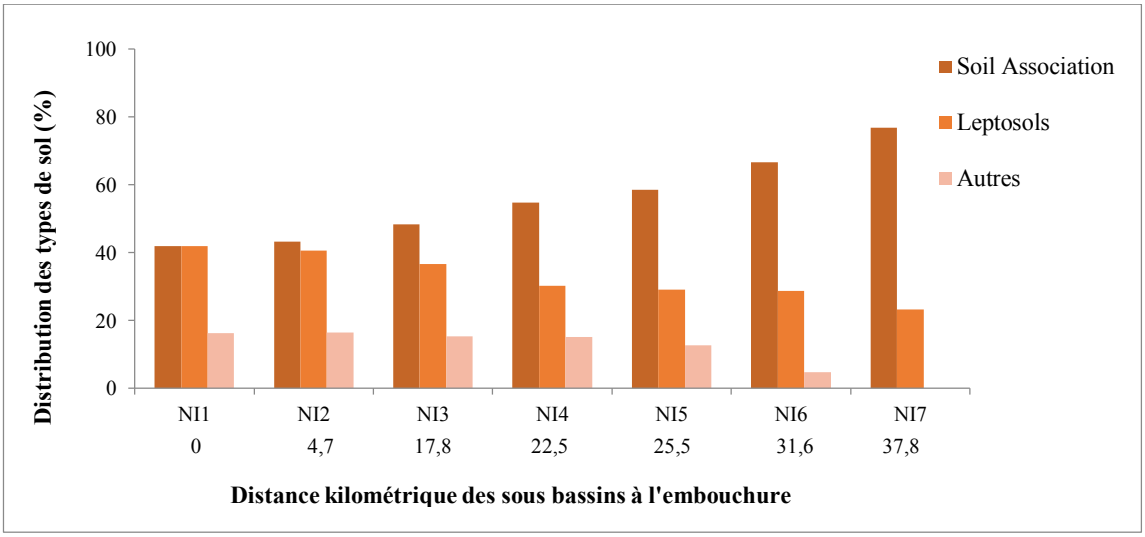


Figure 26 : Pourcentage des principaux types de sol dans les sept sous-bassins du BVRI

En comparant les sept sous-bassins, nous remarquons que ce type couvre une surface plus grande en s'éloignant de l'embouchure du bassin et atteint 66 et 76% pour les sous-bassins versants contrôlés par les stations NI6 et NI7. En second lieu viennent les Leptosols qui représentent à peu près l'autre moitié des sols présents dans ces sept sous bassins. Ce sont des sols

peu profonds qui se trouvent normalement sur des roches dures, sur du calcaire et aussi sur des sols plus profonds couverts de pierres et de graviers. Mais leur pourcentage diminue en allant de l'amont vers l'aval du bassin. Le reste des sols est formé de fines proportions de Fluvisol, Gleyosols, Cambisols, Luvisols, Cliff, Arenosols, Anthrosols, Regosols, Andosols.

Généralement les classes de sol dans les 7 sous bassins se trouvent approximativement dans les mêmes proportions, sauf pour le groupe comportant la classe « autres » qui diminue et même disparaît dans les sous bassins amont, NI6 et NI7, et les proportions de « soil association » et de « leptosols » qui varient en sens contraire. La disparition de cette classe dans l'amont du bassin explique la diminution, voire la rareté de l'activité anthropique dans cette zone.

2.2.3.3. Caractéristiques géologiques et lithologiques

Les pourcentages d'affleurement des principaux types de roches sur les sept sous bassins sont représentés sur la figure ci-dessous (Figure 27) :

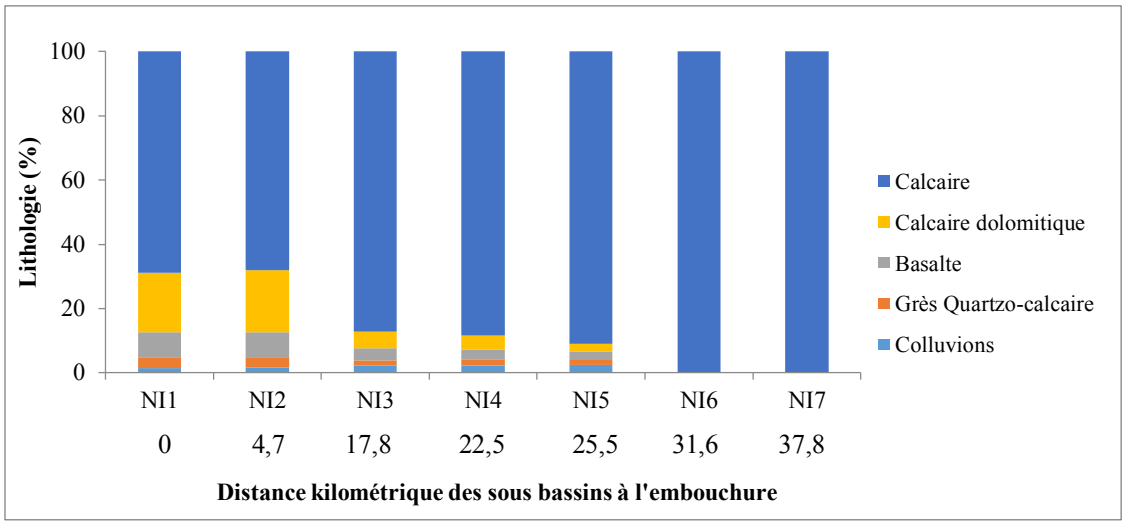


Figure 27 : Distribution en % des principales lithologies affleurantes dans chaque sous-bassin du BVRI

La comparaison de la lithologie des différents sous bassins du BVRI permet de remarquer une dominance du calcaire. Sa proportion va de 70% dans l'aval du bassin où se trouvent de petites fractions de calcaire dolomitique, de basalte, de grès quartzo-calcaire et de colluvions, et atteint même 100% à l'amont du BVRI dans les sous-bassins NI6 et NI7.

2.2.3.4. Mode d'occupation des sols

La figure ci-dessous présente la variation du mode d'occupation du sol en allant de l'aval vers l'amont du bassin (Figure 28).

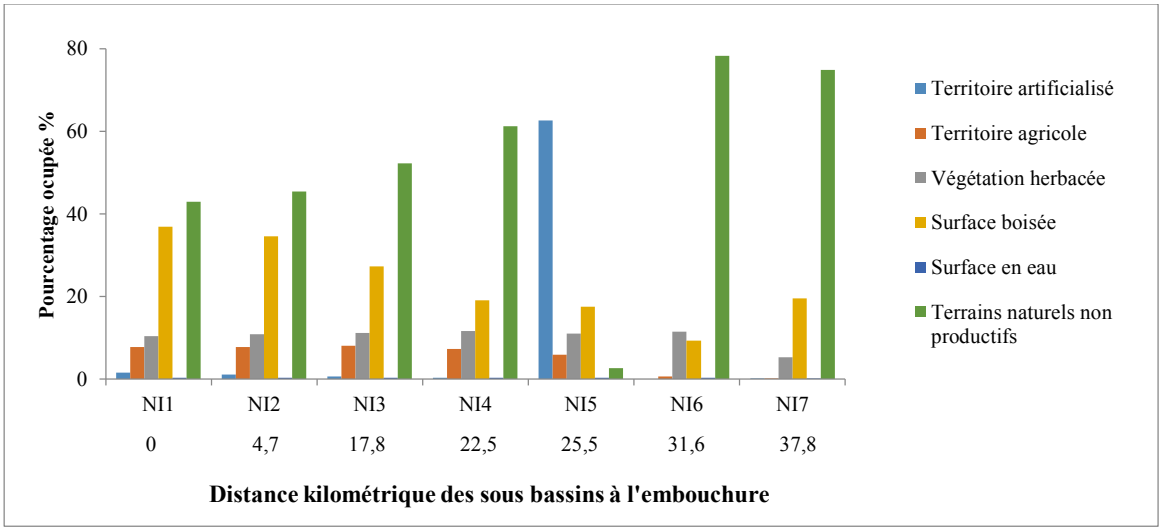


Figure 28 : Pourcentage des classes d'occupation du sol dans chacun des sous bassins du BVRI

Environ 43% de la surface du bassin (soit 140 km^2 de sa surface) est occupée par des terrains naturels non productifs. Ces espaces sont des affleurements rocheux dont 21 et 17% se trouvent dans le NI6 et le NI7, dans la région d'affleurement calcaire du Crétacé où sont localisées les deux sources d'Afka et Roueiss. En second lieu viennent les surfaces boisées qui occupent 37% du BVRI. Ces surfaces sont constituées de végétation arbustive qui se trouve en grande proportion dans le NI6 (9,34%) et le NI7 (20%).

Des forêts de chênes clairsemées et denses et des forêts mixtes commencent à apparaître à en dessous d'une altitude de 1750 m, et augmentent graduellement quand l'altitude diminue. Des forêts de pins, de cèdres, de cyprès et de genévriers existent, mais sont peu denses (environ 1%), et se développent à partir du NI3 et du NI4. Les surfaces à végétation herbacées occupent 34 km^2 (soit 10% du BVRI), dont 10 km^2 se trouvent dans le NI6, 4 km^2 dans le NI7. Les espaces agricoles représentent seulement 7,8% et sont concentrés dans le NI1 (6%). Les retenues collinaires occupent seulement 0,42% et sont réparties tout le long du bassin.

Toutefois, rappelons ici que toutes ces données restent des estimations certes, mais elles nous donnent une bonne idée du mode d'occupation des sols dans les 7 sous bassins, sachant que les données utilisées sont récentes et correspondent à l'année 2006. Le tableau en annexe (Annexe 4) donne la répartition des sous-classes du MOS pour chacun des sous-bassins respectivement.

2.3. Variables climatologiques et hydrologiques

2.3.1. Climatologie

Le régime hydrologique d'une rivière varie d'une année à une autre et au cours des saisons. Les variations hydrologiques sont conduites par les conditions météorologiques prédominantes telles que la neige, la pluie, mais aussi les caractéristiques physiographiques du bassin tel que la pente, la superficie, le mode d'occupation et d'utilisation du sol. Et ainsi naturellement, le débit de la rivière subit d'une année à l'autre des fluctuations avec les variations des précipitations et de température. Dans notre cas, la Rivière Ibrahim subit des fluctuations importantes au cours des saisons. En effet, son bassin versant se situe dans la partie centrale du Liban occidental et constitue une plaine côtière étroite s'élevant jusqu'à 1600 m d'altitude. Par conséquent, cela crée une variation très importante du taux de précipitation entre la côte et la montagne.

2.3.1.1. Stations météorologiques

Dans notre zone d'étude, seule la station météorologique de Kartaba existe pour la mesure des données climatiques. Cette station à 1222 m d'altitude a été installée dans les années soixante par le Département de Météorologie de la Direction Générale de l'Aviation Civile pour la mesure des données climatiques telles que la température, la pression, la pluviométrie et la vitesse du vent. Dans notre étude, nous nous sommes basés sur les données de températures et de précipitations de cette station pour la période comprise entre 2000 et 2010.

2.3.1.2. Reconstitution des précipitations moyennes

Pour le calcul des précipitations moyennes au niveau de chaque sous-bassin, nous nous sommes référés à la carte des précipitations moyennes sur une période de 40 ans. Elle a été produite par Shaban en 2010 à partir des données disponibles du CAL et du TRMM[8] (Figure 29), pour calculer la moyenne pondérée des précipitations en utilisant la méthode des polygones de Thiessen selon la formule :

$$\boldsymbol{P}\text{moy} = \frac{\Sigma\, Si.Pi}{S}$$

[8] http://pmm.nasa.gov/node/158

Avec : P_{moy} : précipitation moyenne sur le bassin
S : aire totale du bassin
P_i : précipitation enregistrée à la station i
S_i : Superficie du polygone associé à la station considérée

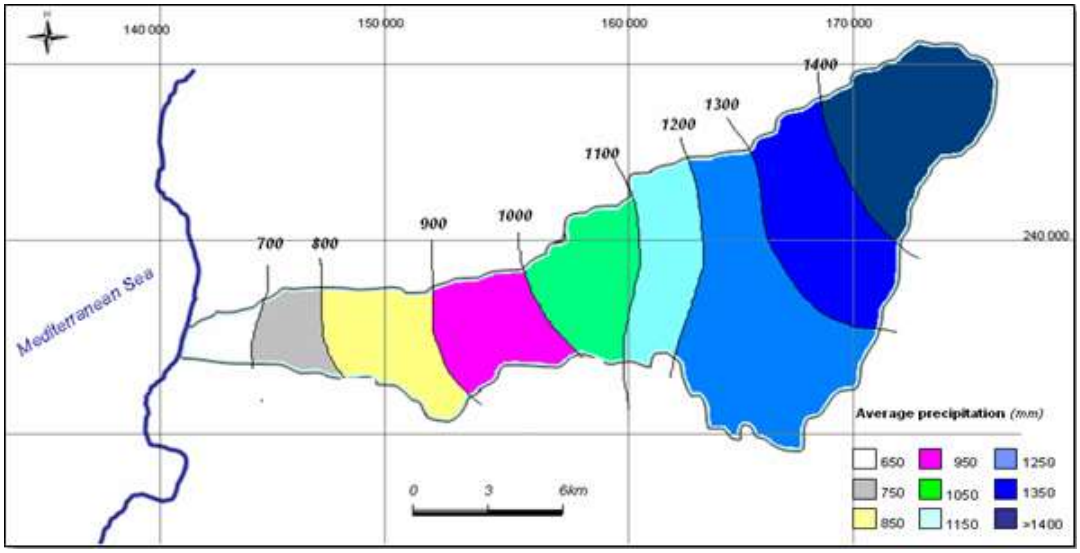


Figure 29 : Carte des précipitations moyennes annuelles sur le BVRI établie sur une période de 40 ans (1970 à 2009) par Shaban (2010*)*

Ainsi les précipitations moyennes (mm) dans chacun des sous-bassins ont été déduites et figurent dans la table ci-dessous (Table XI) :

Sites	**Précipitations moyennes mm**
NI1	1144
NI2	1196
NI3	1226
NI4	1278
NI5	1294
NI6	1369
NI7	1264

Table XI : Précipitations moyennes dans les sous-bassins du BVRI, calculées à partir de la méthode des polygones de Thiessen et en utilisant les données pluviométriques moyennes (2000-2010) de la station de Kartaba

2.3.1.3. Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique proposé par Bagnouls et Gaussen (données entre 2000 et 2010) nous a permis d'identifier en été, une période de subsécheresse de 6 mois où P < 2T ou P< 3T pour les régions méditerranéennes (Figure 30). Cette période s'étale du mois d'avril à octobre, et est accompagnée par un très faible débit de la rivière.

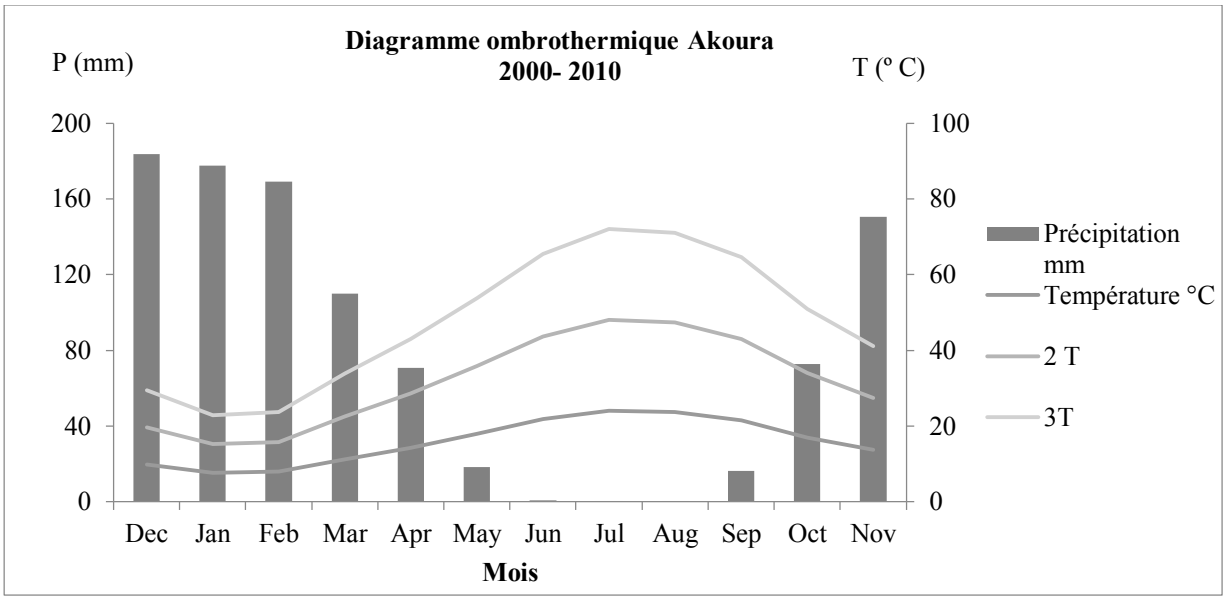


Figure 30 : Diagramme ombrothermique pour la station Akoura du BVRI

2.3.2. Hydrologie

« Toute étude hydrologique réside dans l'observation des entrées (précipitations) et des sorties (volumes écoulés) » (Droux, 1999).

2.3.2.1. Stations hydrométriques dans le BVRI

Dans notre bassin versant, il y a seulement trois stations hydrométriques exploitées par l'Autorité du Fleuve Litani (LRA). Ces stations produisent le débit journalier sur trois points : au niveau de la station Afka (NI7), de la station Roueiss (NI6) et à l'embouchure (NI1). Des données sur l'écoulement de la Rivière Ibrahim sont disponibles depuis l'année 1967, avec toutefois des interruptions de plusieurs années dues à la guerre qui a détruit les stations de jaugeages. En raison de cela, nous nous sommes limités aux données de débits de la période comprise entre 1991 et 2012.

2.3.2.2. Hydrogramme annuel de la Rivière Ibrahim

La représentation graphique de la quantité d'eau qui coule dans un bassin, ou encore l'évolution du débit en fonction du temps *« t »* d'une rivière constitue un hydrogramme. L'hydrogramme de l'année 2011-2012 et l'hydrogramme annuel moyen entre 2000 et 2011 sont présentés sur la figure 31.

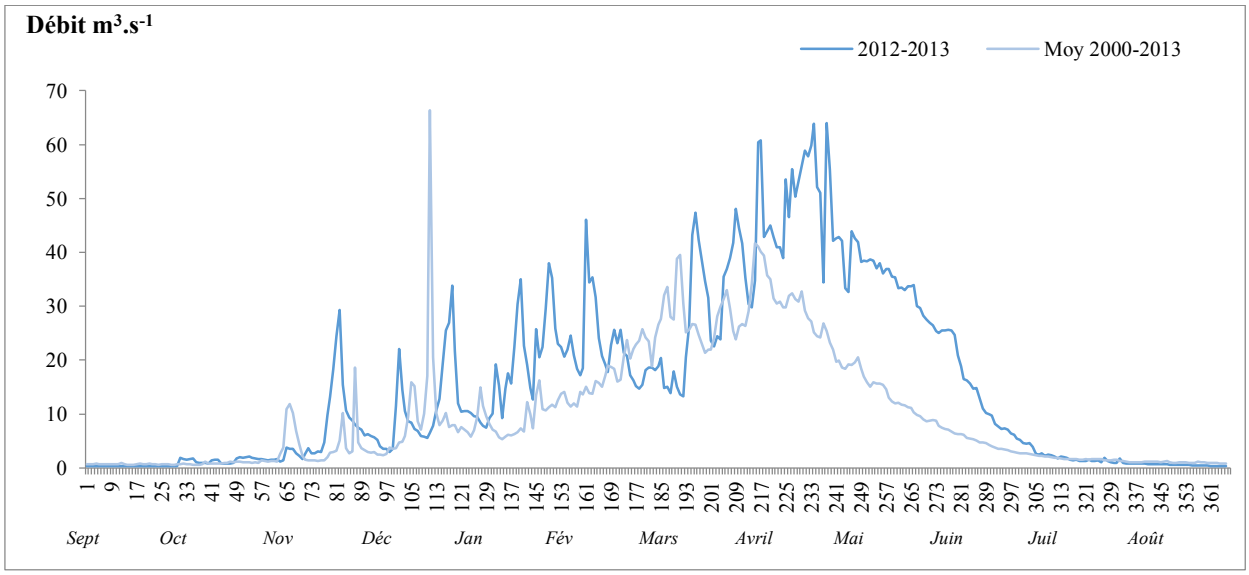


Figure 31 : Hydrogrammes annuels de la Rivière Ibrahim pour les mois allant de septembre à août

Comparaison de l'année d'étude (2012-2013) avec la moyenne interannuelle (2000-2013)

Ces deux hydrogrammes montrent que le débit présente des augmentations brusques suivies par une diminution plus ou moins progressive avec les débits les plus élevés pour les mois compris entre décembre et, mai (période de hautes eaux). Le reste de l'année est marqué par des débits plus faibles. Néanmoins, et ce qui est très remarquable, les débits écoulés au cours de notre année d'étude se trouvent largement supérieurs aux valeurs moyennes annuelles.

Cela nous montre que notre année d'étude présente un excédent hydrique par rapport aux années précédentes, notamment en période de vidange des réservoirs (avril à juin). Cependant, le premier pic du débit est expliqué par les premières chutes de pluie observées le mois de décembre, le second pic observé au mois d'avril représentant une importante fonte des neiges qui deviennent la principale source d'alimentation en eau de la rivière. Le régime de la rivière est ainsi du type pluvionival.

2.3.2.3. Variations amont-aval des débits

Dans cette partie, nous nous sommes basés sur les données de débits disponibles via l'Autorité du fleuve du Litani (LRA), pour tracer la variation des volumes écoulés dans le BVRI depuis les sources jusqu'à l'embouchure.

La Rivière Ibrahim avec un débit moyen annuel de 498 Mm^3/an (Table I) présente le débit le plus élevé parmi les rivières Libanaises. Elle présente un débit moyen annuel de 10,88 $m^3.s^{-1}$ pour la période de septembre 1991 à août 2012, avec un débit maximal de 21,16 $m^3.s^{-1}$ en 1991 et un débit minimal en 1998 de 3,64 $m^3.s^{-1}$ à l'embouchure (Figure 32).

Notre année d'étude présente un excédent hydrique à la moyenne interannuelle de 43,82% et constitue l'une des années les plus humides de la période 2000-2013. De plus, la figure 35 nous montre que l'année 2010 a été une année humide pour les trois stations.

La Rivière Ibrahim est bien connue par le fait qu'elle est principalement alimentée par les deux sources Afka et Roueiss. Toutefois on remarque qu'à partir de 1994, le débit de la rivière était trois fois supérieur à celui de l'année 2000 où il redevient à peu près égal à la somme des débits des deux sources principales d'Afka et Roueiss. Le phénomène à la base de cette différence aussi marquée a déjà été expliqué par plusieurs hydrologues et hydrogéologues (Abd et al., 1953 ; Hreiche et al ., 2006 ; Darwish et al., 2013) : le BVRI est reconnu par sa couverture neigeuse présente pour 4 mois de l'année. La fonte des neiges s'infiltre, rejoint l'eau souterraine par un plateau limoneux pour enfin se décharger par les deux sources karstiques, Afka et Roueiss. Cette recharge suit un cycle bien défini : les mois de décembre, janvier et de février, les sources karstiques commencent à recharger la rivière (l'écart étant inférieur à 20 Mm^3) puis l'écart diminue et l'apport des sources karstiques augmente les mois de mars jusqu'au mois de juillet (l'écart devient inférieur à 10 Mm^3) et finalement les sources se tarissent pour le reste de l'année (Figure 33).

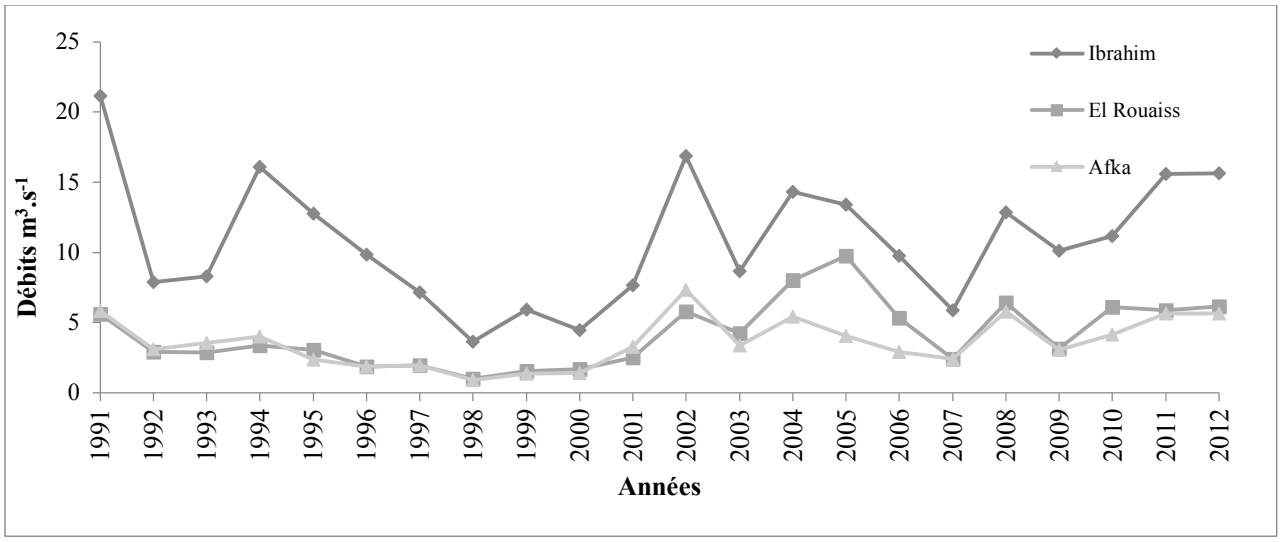


Figure 32 : Évolution du débit de la Rivière Ibrahim et les deux sources Afka et Roueiss entre 1991 à 2012

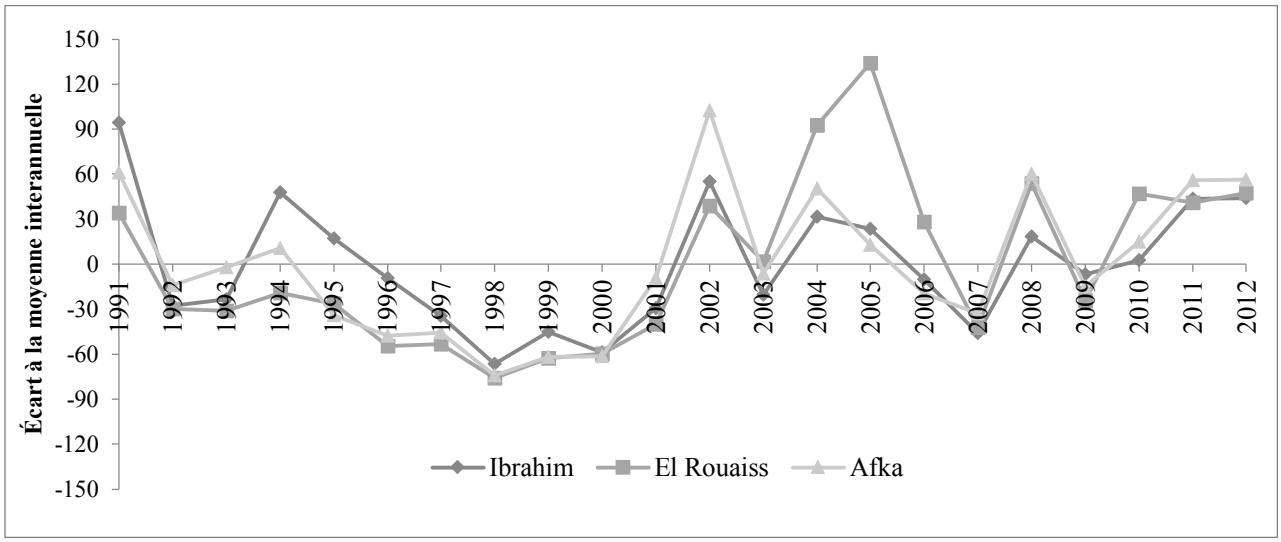
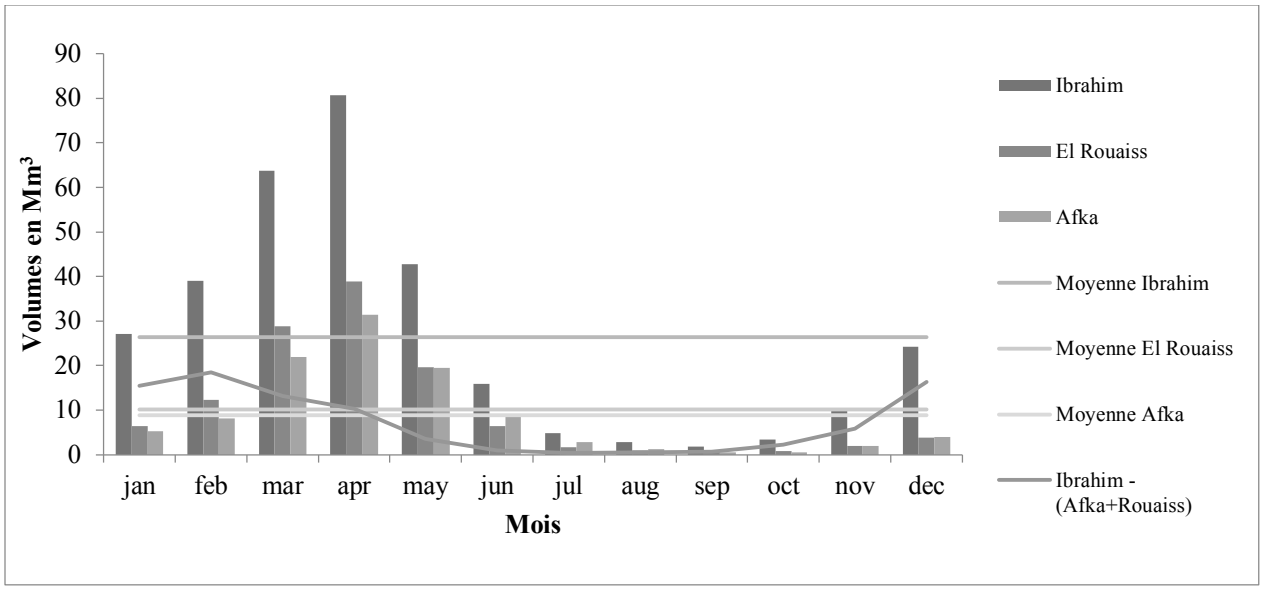


Figure 33 : Évolution de l'écart (en %) à la moyenne interannuelle du débit de la Rivière Ibrahim et des deux sources Afka et Roueiss entre 1991 à 2012

Les volumes d'eau écoulés (Figure 34) schématisent le même fonctionnement hydrologique sur le BVRI, sauf qu'ils mettent en relief la répartition des périodes de basses et hautes eaux. La période de hautes eaux correspond à l'augmentation du débit de la rivière. Les hautes eaux commencent du 1er décembre jusqu'au 30 avril et les basses eaux du 1er mai jusqu'à 30 novembre.



Les histogrammes verticaux représentent les volumes d'eaux écoulées tous les mois. Les courbes horizontales représentent les moyennes annuelles

Figure 34 : Diagramme de variation des volumes moyens mensuels écoulés au cours de la période 1991-2012

2.3.2.4. Contribution des sources karstiques aux volumes écoulés par l'Ibrahim à l'embouchure

L'écart entre la somme des débits des deux sources Afka et Roueiss et le débit de l'Ibrahim à l'embouchure a été calculé selon l'équation ci-dessous et schématisé graphiquement (Figure 35).

$$\text{Écart} = \frac{(Q\ Afka + Q\ Rouaiss)}{Q\ Embouchure}\ x100$$

Ainsi, la contribution des deux sources Afka et Roueiss au débit global mesuré à l'embouchure a été estimée. Une première contribution nette de 40% au débit de la rivière est observée le mois d'octobre. Cette contribution augmente progressivement pour arriver à une marge comprise entre 80 et 98% du débit pendant la période allant de mars à août, suivie d'une chute progressive.

Notons qu'en avril, en période de hautes eaux, pratiquement tout le volume écoulé dans la rivière provient des deux sources Afka et Roueiss. À partir du mois de mars, le débit commence à se réduire pour augmenter au mois de décembre.

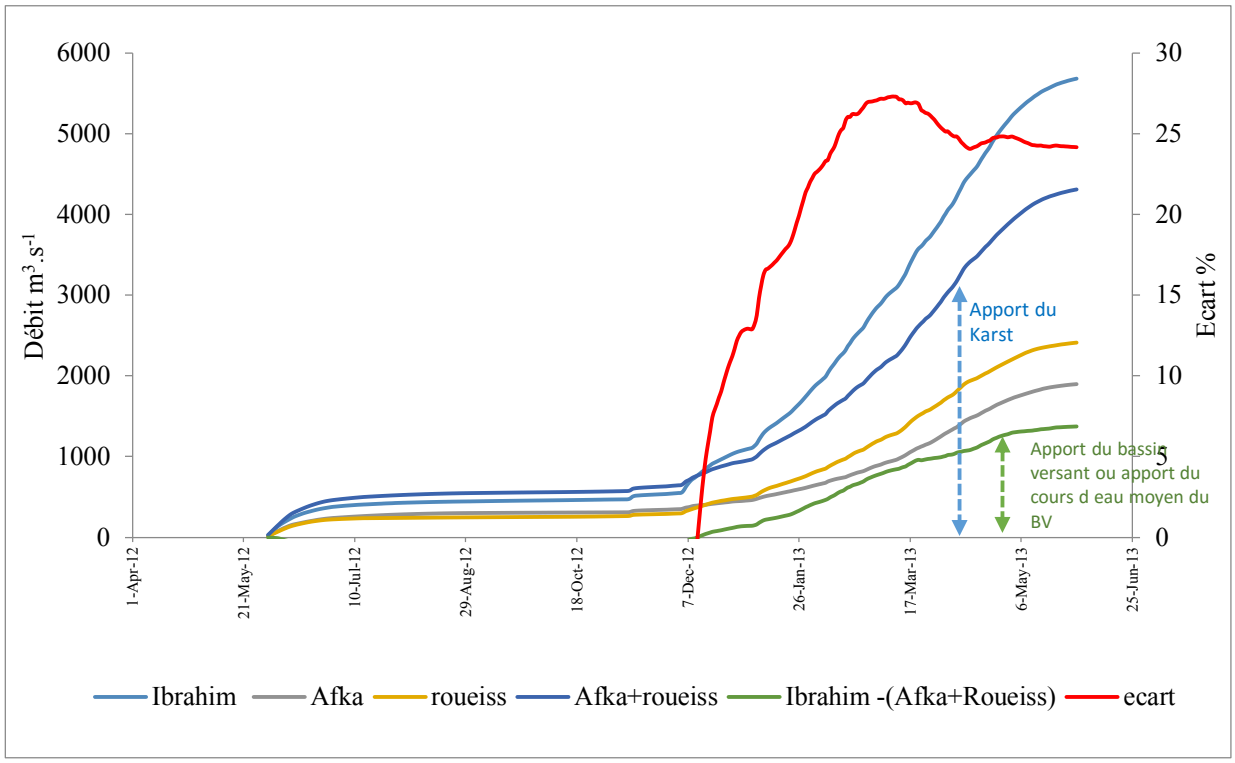


Figure 35 : Écart entre la somme des débits de la source Afka et Roueiss et le débit du fleuve Ibrahim à l'embouchure (station NI1)

Le régime hydrologique de la Rivière Ibrahim est dominé par les apports souterrains pour lesquels la variabilité est atténuée par le stockage en périodes de crue et la décharge des nappes en périodes d'étiage. De juin à décembre 2012, c'est le karst qui alimente principalement le cours d'eau. De mi-décembre 2012 jusqu'au mois de mai 2013, la rivière commence petit à petit à être alimentée aussi par les apports atmosphériques et les écoulements de surface qui représentent jusqu'à 27% du volume total d'eau écoulé par l'Ibrahim à l'embouchure.

2.3.2.5. Période d'étude

Douze campagnes d'échantillonnages ont été effectuées entre juin 2012 et mai 2013, avec six campagnes effectuées en périodes de hautes eaux, et six en périodes de basses eaux (Figure 36).

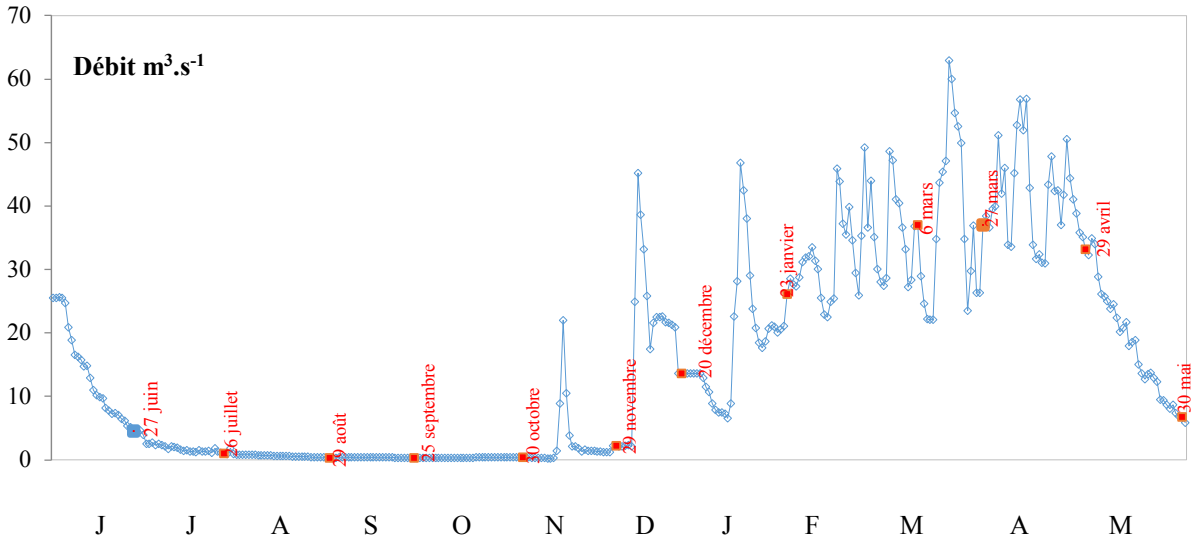


Figure 36 : Hydrogramme annuel de l'Ibrahim avec distribution des campagnes d'échantillonnages pour la période juin 2012-mai 2013

2.3.3.6. Reconstitution des débits pour les stations intermédiaires

La reconstitution pour la période d'étude des débits journaliers aux quatre stations NI2, NI3, NI4 et NI5 pour lesquelles il n'y a pas de stations de mesure des débits a tout d'abord porté sur des relations avec les différentes variables hydropluviométriques disponibles pour les stations Afka, Roueiss et l'embouchure (NI1), et d'autres variables spécifiques aux bassins étudiés.

2.3.3.6.1. Relations « débits-précipitations »

Les premières relations du type débit-précipitation ont été établies entre les moyennes mensuelles sur la période 1992-2011 des données disponibles de débits des 3 stations et de précipitations de la station Qartaba et Kaslik (Figure 37).

Les trois relations obtenues qui sont cycliques ne nous permettent pas de reconstituer les données de débit pour les stations intermédiaires (NI2 à NI5) et ne seront pas adoptées dans notre étude. Par contre elles nous montrent que le cycle du Nahr Ibrahim suit une hystérésis : le mois de décembre, on est à débit faible, c'est le karst qui alimente le cours d'eau. Ce débit augmente avec les apports de précipitations durant la période de hautes eaux pour atteindre un max le mois d'avril ; et on peut dire alors que la pluie et les écoulements de surface apportent une contribution plus importante au débit de l'Ibrahim en cette période. Ensuite durant la période de basses eaux, c'est le karst qui alimente de nouveau le cours d'eau.

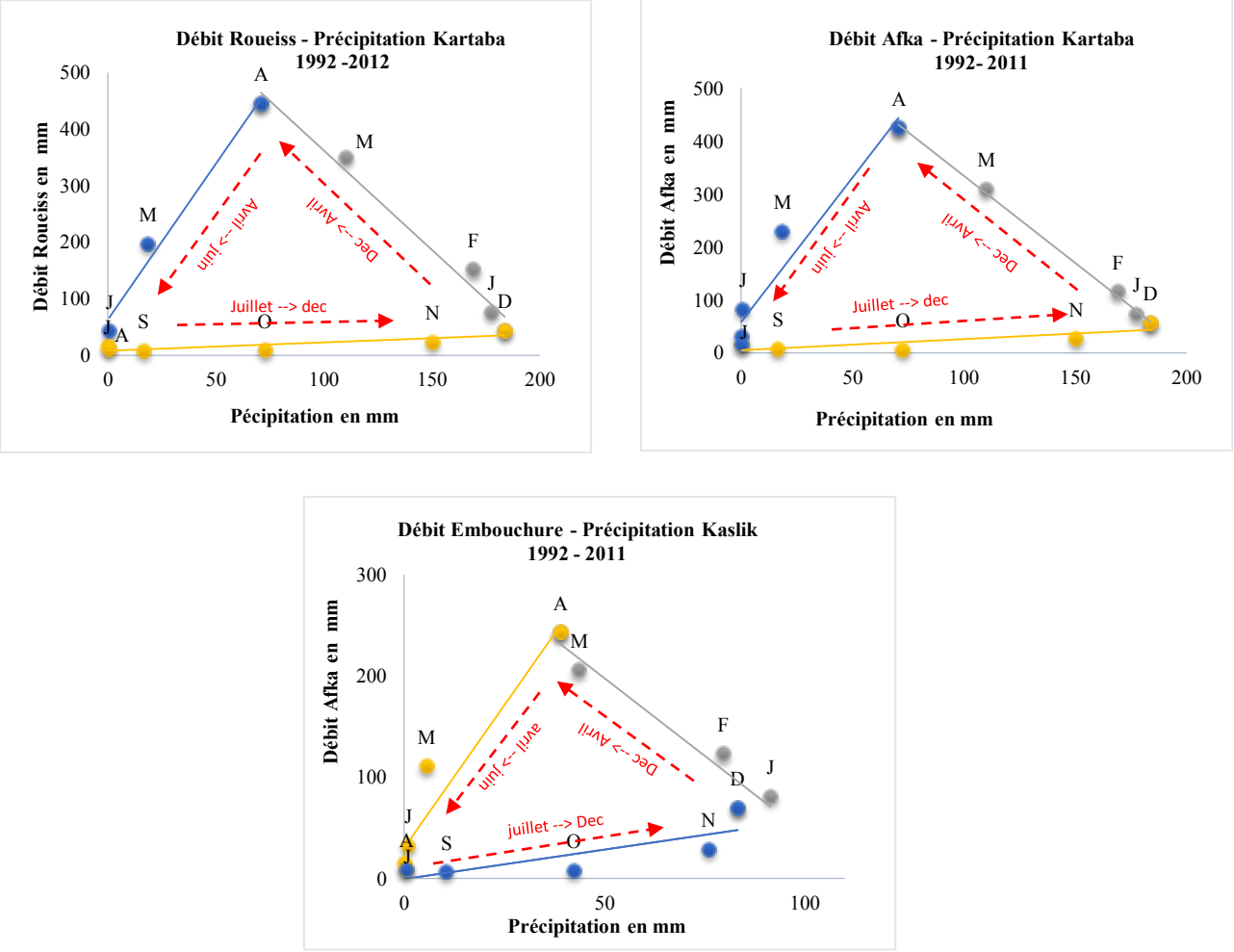


Figure 37 : Relations débits précipitations des 3 stations Afka, Roueiss et embouchure pour les années 1992-2011

2.3.3.6.2. Relations « débits-surface »

Pour contourner cela, nous avons décidé d'opter pour des relations qui intègrent les caractéristiques spécifiques du bassin qui sont disponibles pour les sept sous-bassins.

Dans une deuxième approche, nous avons tenté d'établir des relations linéaires de la forme y= ax+b entre les débits moyens annuels des trois stations et les surfaces respectives des bassins versants amont. Ainsi deux équations ont été établies : la relation débit surface (Figure 38) et la relation débit spécifique-surface (Figure 39). Ces relations bien que calculées à partir de 3 points montre néanmoins la proportionnalité entre l'intensité du débit et la surface de bassin versant drainée. Plus le bassin est grand plus le drainage spécifique est faible.

a) Relation débit-surface

	Ibrahim	El Roueiss	Afka
Moyenne m^3/sec	10,88	4,17	3,62
Surface	327,35	89,15	75

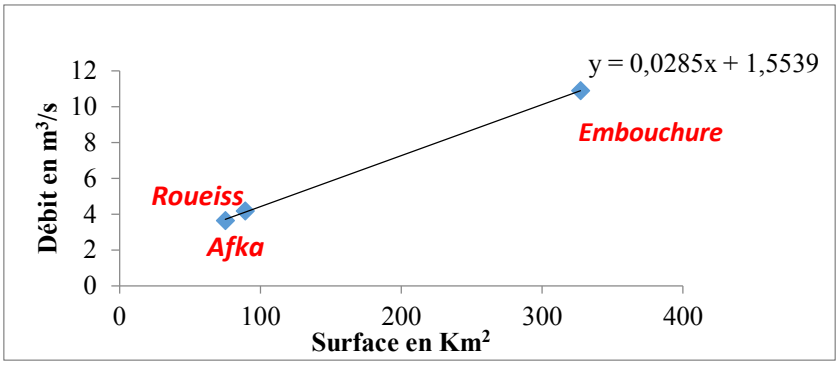


Figure 38 : Relation débit surface

b) Relation débit-surface spécifique

	Ibrahim	El Roueiss	Afka
Moyenne L/s/Km^2	33,23	46,78	48,25
Surface	327,35	89,15	75

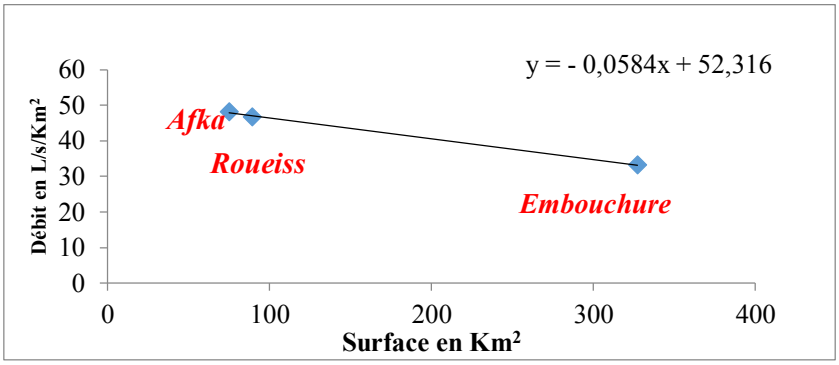


Figure 39 : Relation débit surface spécifique

Comme la deuxième relation intègre aussi la surface dans la variable débit spécifique, nous avons décidé dans notre étude d'utiliser la relation entre le débit spécifique et la surface pour

calculer les débits spécifiques aux stations intermédiaires NI2, NI3, NI4 et NI5 pour notre année d'étude.

On a donc utilisé la deuxième relation y = -0,0584x + 52,316 et les surfaces de chacun des sous-bassins. La station NI1 a été choisie comme référence pour calculer à chaque station x (NI2 à NI5), le rapport « Débit station NI_x/Débit NI_1 ». Ce rapport nous a permis de calculer les débits journaliers de chacune des 4 stations pour l'année d'étude, débits qui peuvent ensuite être utilisés pour calculer l'historique des volumes écoulés en n'importe quel point de ce bassin. La figure ci-dessous (Figure 40) représente les variations de débits (hydrogrammes annuels) reconstitués pour les différentes stations (NI2 à NI5).

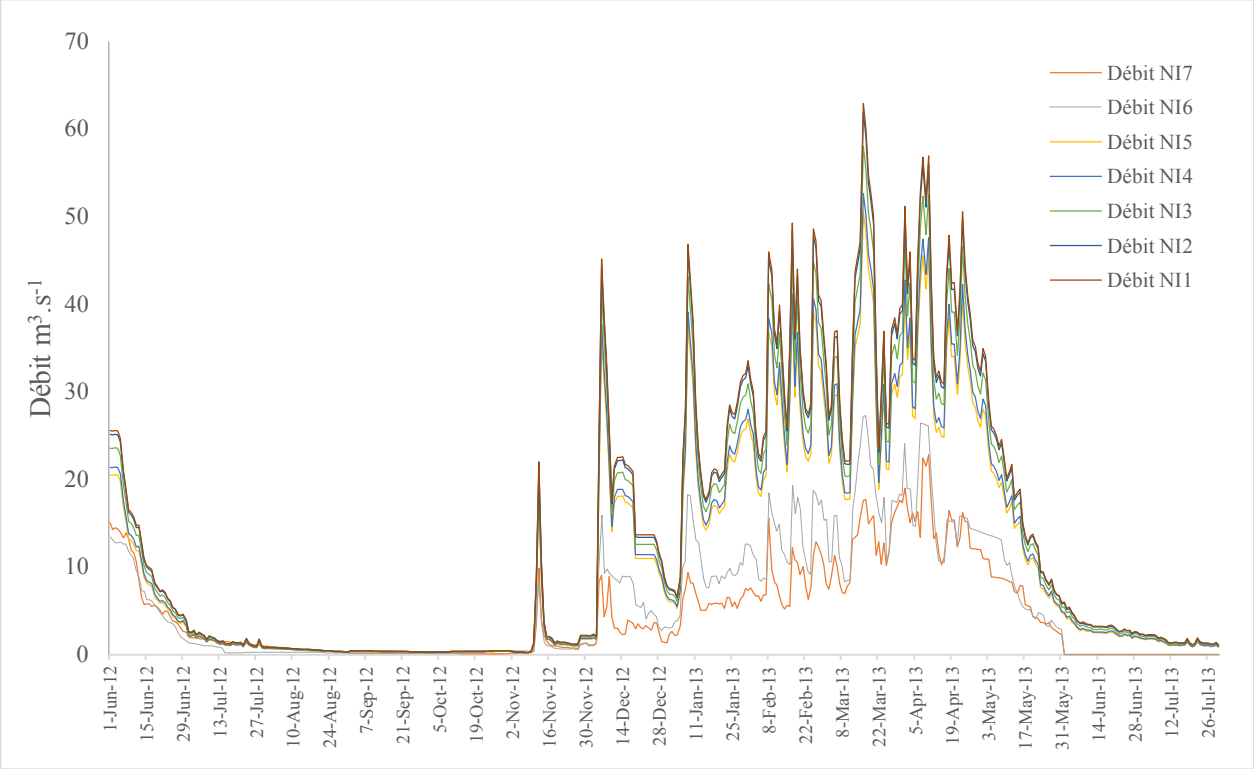


Figure 40 : Variations au cours du cycle hydrologique 2012-2013 des débits journaliers estimés au niveau des stations NI2, NI3, NI4 et NI5 et mesurés ua niveau des stations NI1, NI6 (Roueiss) et NI7 (Afka)

CONCLUSION

Dans toute étude biogéochimique d'un écosystème aquatique, la phase de caractérisation du milieu d'étude est une étape essentielle, car elle conditionne les résultats obtenus et permet de les expliquer. Il est en effet primordial de mieux connaître la nature des sols, des roches, l'occupation des sols, mais aussi l'hydrologie relative aux sept sous bassin pour mieux comprendre le fonctionnement global de la Zone Critique de ce bassin versant.

Notons que ce travail a été possible grâce à l'utilisation des données disponibles, des cartes et images satellitaires et du système d'information géographique du CNT au Liban. Ces mêmes caractéristiques relatives aux sept sous bassins des 7 stations d'échantillonnage ont été aussi traitées en détail. Cela nous a aidé à mieux connaître notre terrain, celui-ci étant un terrain karstique et difficilement accessible.

Près de la moitié de la surface des sept sous-bassins du BVRI est recouverte de sol du type « Soil Association ». La géologie du bassin montre une dominance du calcaire dans les sept sous bassins qui varie de 70% à l'aval pour atteindre 100% au niveau des deux sources. Le sol est largement occupé par des terrains naturels non productifs (43%), et par des surfaces boisées (37%).

L'étude hydroclimatologique a permis de comprendre le régime hydrologique de la Rivière Ibrahim. Celui-ci est caractérisé par un cycle de deux phases : une période de basses eaux, où c'est le karst qui alimente principalement le cours d'eau, suivie d'une période de hautes eaux où les apports atmosphériques et les écoulements de surface alimentent la rivière.

Dans cette région où les données hydrométriques existaient uniquement pour l'embouchure (station NI1), et les deux sources Afka (station NI7) et Roueiss (station NI6), nous avons exploité ces données pour explorer l'hydrologie de l'Ibrahim. Mais nous avons également apporté des estimations de débits pour d'autres stations du BVRI. À ce jour, ces résultats constituent à notre connaissance les premières bases de données relatives à ces stations pour le BVRI. Cela nous permettra par la suite de calculer le flux de matières en n'importe quel point du cours d'eau et d'étudier leurs variations spatio-temporelles à l'échelle du bassin dans son ensemble.

CHAPITRE III

MÉTHODE D'ÉTUDE

Après avoir décrit les caractéristiques du BVRI et les types d'activités qui y sont présents, nous détaillons dans ce chapitre les différentes méthodes d'étude. Notre travail de thèse étant partagé entre le Liban et la France, nous pouvions difficilement aborder les chapitres qui suivent sans avoir fait un tour d'horizon des différentes techniques employées et de leurs spécificités en vue de choisir les plus adaptées à nos conditions et à nos questionnements.

3.1. Les eaux de surface

Durant toute la période de suivi, nous avons reproduit le même protocole d'échantillonnage à l'identique, de sorte à assurer la répétabilité et l'uniformité des prélèvements. Les échantillons ont été numérotés de 1 (NI1) jusqu'à 7 (NI7) en allant de l'embouchure jusqu'aux sources Afka et Roueiss. L'appellation NI signifie Nahr Ibrahim.

3.1.1. Méthodes de prélèvement et conditionnement des échantillons

Du fait de l'inaccessibilité et de la dangerosité du terrain (le BVRI est connu comme le terrain le plus difficile au Liban) et dans la mesure du possible, les eaux de surface ont été prélevées directement au milieu de la rivière. L'eau était prélevée dans le premier mètre de profondeur à l'aide d'un contenant préalablement rincé par l'eau de la station. Pour chaque station, l'eau a été transportée dans deux bouteilles en polyéthylène d'un litre pour analyses physico-chimiques. Ces bouteilles ont été placées dans des glacières à 4 °C et transportées au laboratoire dans des laps de temps courts (2 heures). Au laboratoire, les échantillons sont ensuite stockés différemment selon les paramètres à mesurer (Table XII). Certaines opérations ont été effectuées au Liban, et d'autres

en France, ce qui exigeait de prendre de nombreuses précautions et de planifier les protocoles pour rester fidèles à la justesse expérimentale.

Tubes	Volume	Filtration	Acidification	Conservation au laboratoire	Analyses effectuées
1	500 ml	oui	oui	oui	Cations et anions
1	250 ml	non	non	oui	Diatomées
1	250 ml	oui	oui	oui	COD

COD : carbone organique dissous

Table XII : Mode de prélèvement et de stockage des échantillons

3.1.2. Mesure des variables physico-chimiques

Le premier prélèvement de chaque station a été utilisé pour mesurer le pH, la température et la conductivité électrique. Ces mesures ont été effectuées sur le terrain en utilisant un appareil portable de poche *la Motte 1766 pH, Salinity, TDS, Conductivity, & Temperature TRACER Pocket Tester*. Toutefois avant les mesures, l'appareil a été étalonné avec des solutions tampons appropriées.

3.1.3. Méthodes analytiques au laboratoire

3.1.3.1. Le dosage des anions et des cations

Pour le dosage des anions et des cations, nous avons opté pour la chromatographie ionique sur le chromatographe Dionex DX-120 du laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement de l'Université de Toulouse. Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des flacons de 250 ml en polyéthylène, et transportés dans une glacière jusqu'au laboratoire. Une fois au laboratoire, ces derniers sont filtrés à l'aide de filtres d'acétate de cellulose, dont le diamètre des pores de 0,20 µm est adapté au dosage des anions et des cations et ensuite acidifiés avec de l'acide nitrique.

Cette technique est relativement performante dans l'identification et la quantification des divers ions organiques et inorganiques (Rouessac et Rouessac, 2004). Les limites de détection sont de 0,1 mg.L^{-1} pour NO_3^-, SO_4^{2-}, Na^+, K^+, Mg^{2+} et de 0,8 mg.L^{-1} pour Ca^{2+}. La concentration de chaque ion est déterminée grâce à des standards.

3.1.3.2. L'alcalinité

Dans ce travail, l'alcalinité n'a pas été mesurée, mais comme les eaux sont bicarbonatées calciques et donc très chargées, on a pu estimer l'alcalinité à partir du calcul de la balance ionique, sans faire trop d'erreur. Ce calcul devrait venir a posteriori pour permettre de vérifier que la somme des concentrations en anions est égale à la somme des concentrations en cations lorsque ces concentrations sont exprimées en milliéquivalent par litre selon l'équation suivante:

$$\sum C_{anions}[meq/L] = \sum C_{cations}[meq/L]$$

$$\text{Avec } C\ [meq/L] = \frac{\text{C}\left[\frac{mg}{L}\right] x\ \text{Nombre de charge}}{Masse\ molaire}$$

Dans notre cas cette équation peut s'écrire :

$$[Cl^-] + [NO_3^-] + [SO_4^{2-}] + \text{Alcalinité} = [Na^+] + [K^+] + [Mg^{2+}] + [Ca^{2+}]$$

Avec : [ion] = concentration de l'ion exprimée en meq/L

Alcalinité = concentration en HCO_3^- et CO_3^{2-} (suivant le pH) exprimée en meq/L

Ainsi, nous avons pu déterminer la valeur de l'alcalinité dans nos échantillons à partir de la balance ionique. Même si les analyses sont de très bonne qualité, il est évident qu'une partie de l'erreur analytique est intégrée dans cette différence entre la somme des cations et la somme des anions.

3.1.3.3. Le Carbone organique dissous (COD)

Le carbone organique dissous ou organique non purgeable a été mesuré avec un analyseur total Organic Carbon de Shimadzu, modèle TOC-5000A, couplé à un passeur Shimadzu modèle ASI-5000A. Le principe de la mesure repose sur une combustion de l'échantillon à 680 °C sur un catalyseur au platine, après filtration et acidification avec HCL (6N), pour dégazer sous forme de CO_2 le carbone minéral. Cette combustion libère alors du CO_2 d'origine organique qui est détecté par infrarouge. On mesure alors les pics correspondant à ce CO_2 dégazé. La limite de détection est de 0,1 $mg.L^{-1}$ de C et la limite de quantification est de 1 $mg.L^{-1}$ de C.

3.1.3.4. Les diatomées

Le prélèvement des algues a été effectué par grattage à l'aide d'un couteau sur un support dur (roche). Le couteau a été ensuite rincé à l'eau de la rivière afin de récupérer le maximum de diatomées (Figure 41). Une fois au laboratoire, les échantillons ont été formolés à chaud et purifiés à l'eau oxygénée concentrée dans un premier temps, puis à l'acide chlorhydrique pour dégrader la matière organique.



Figure 41 : Prélèvement des algues

Puis les échantillons ont été traités à l'acide chlorhydrique pour nettoyage des frustules. Les résidus d'eau oxygénée et d'HCl ont été éliminés par des cycles successifs de rinçage à l'eau distillée et de centrifugation. A la fin des cycles, une goutte est déposée sur lamelle est séchée minutieusement sur plaque chauffante, puis la lamelle est retournée sur lame sur laquelle était déposé préalablement du Naphrax. L'ensemble (lame et lamelle) est chauffé pour chasser les bulles d'air et obtenir des lames.

Les résultats obtenus dans cette partie ont fait l'objet d'un article qui doit être soumis pour publication fin mars 2016.

3.2. Les sédiments de fonds

Contrairement aux échantillons d'eau, les échantillons de roche et de sédiments ont subi une préparation spécifique, définie par le type d'analyse conçu pour cette recherche (Figure 42). Dans ce travail de recherche, nous étions intéressés par la détermination de la teneur totale en ETM dans les sédiments ainsi que de la fraction extractible.

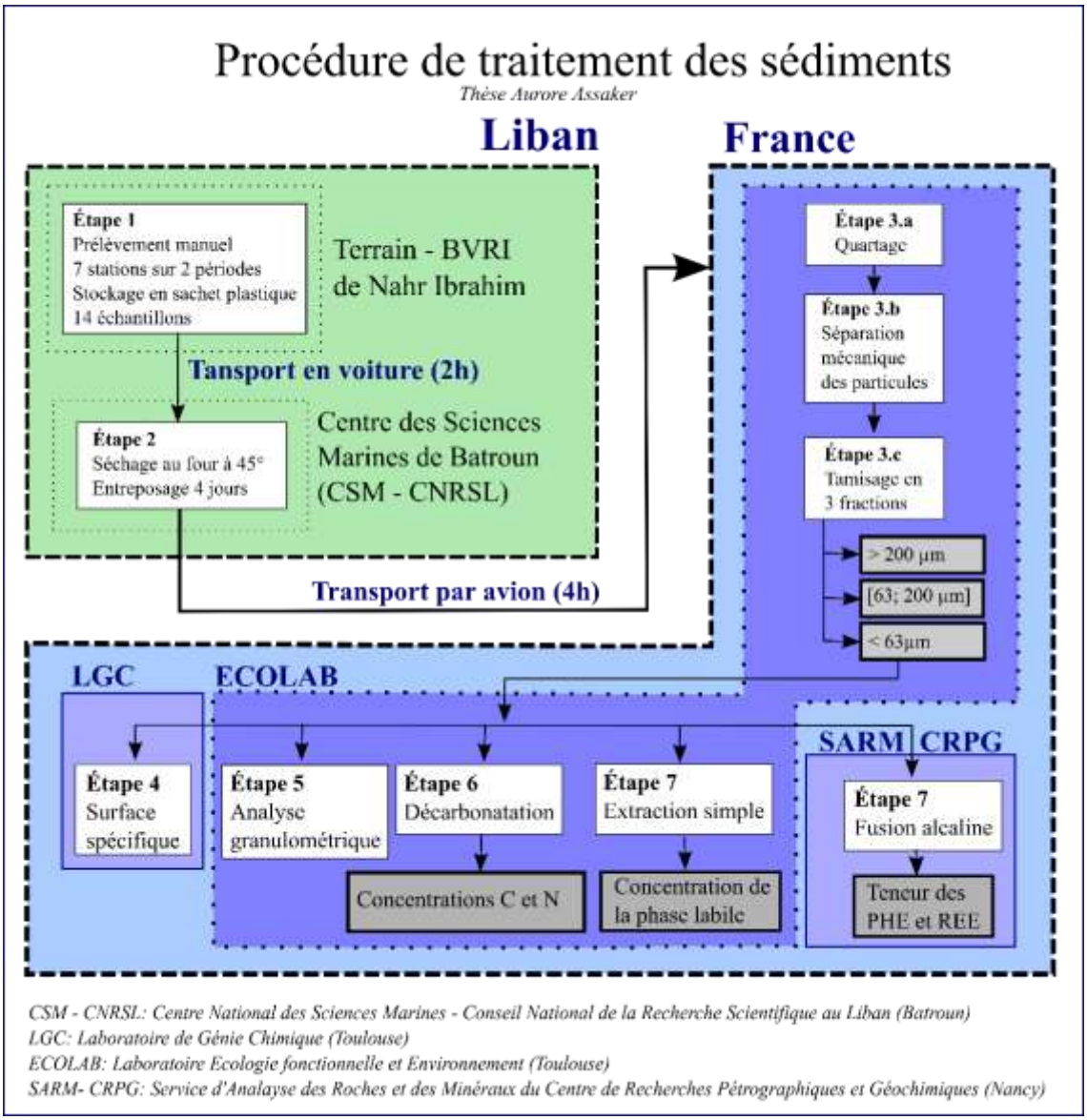


Figure 42 : Schéma des étapes d'analyse de la phase solide

3.2.1. Méthode d'échantillonnage

Les échantillons de sédiments de fond sont prélevés directement dans des sachets en plastiques sur les bords de la rivière en zone immergée et dans des endroits accessibles et non risqués. La prise était faite sur les premiers centimètres des dépôts fins de sédiments. Les sacs sont mis dans des glacières à 4 °C et transportés au laboratoire pour des analyses chimiques. Nous avons prélevé des échantillons de sédiments de fond à deux reprises, en période sèche et en période humide pour les 7 stations respectivement. De plus deux échantillons de roche mère calcaire ont été recueillis en amont du bassin versant.Les échantillons arrivés à Toulouse ont subi la série d'étapes suivantes afin de les mettre en solution (Figure 26).

3.2.2. Traitement physique des échantillons de sédiments

3.2.2.1. Séchage

Une fois au laboratoire, les sachets plastiques contenant les sédiments ont été ouverts et mis dans un four à 45 °C pour 3 jours pour séchage final. Cette opération s'est déroulée dans un endroit hermétiquement fermé avec précaution pour éviter toute source de contamination extérieure.

3.2.2.2. Quartage

Les échantillons de sédiments de 1000 grammes ont été quartés. Deux des quarts opposés ont été mélangés et homogénéisés afin de continuer la suite du protocole pour les analyses.

3.2.2.3. Séparation des grains et broyage.

Pour les sédiments de fonds, les échantillons ont été passés dans un mortier agate pour séparer les grains les uns des autres à la main et délicatement, de manière à écraser les grosses mottes et agglomérats sans broyer les grains pour conserver les particules intactes.

Pour les roches, nous avons utilisé le mortier Siebtechnik en agate de l'atelier Roches du GET, pour broyer les 2 échantillons.

Toutefois dans les deux cas, pour éviter toute contamination entre échantillons broyés, les mortiers agate ont été nettoyés entre chaque échantillon (nettoyage à sec, nettoyage avec de l'alcool et nettoyage avec de l'acide chlorhydrique dilué (HCL, 1N) puis lavés avec de l'eau milliQ avant d'être mis à sécher à l'air ambiant avant d'être utilisé pour l'échantillon suivant.

3.2.2.4. Tamisage des sédiments

Les sédiments sont ensuite tamisés avec des tamis dont les mailles sont en nylon pour éviter toute contamination métallique. Le tamisage a permis de séparer quatre fractions respectivement

> 2 mm, 2 mm - 200 µm, 200 - 63 µm et < 63 µm. De même, les tamis ont été nettoyés à l'alcool et à l'eau milliQ entre chaque échantillon. Les grains bloqués dans les mailles du tamis ont été retirés à l'aide d'un pinceau.

3.2.3. Fusion alcaline

3.2.3.1. Minéralisation des sédiments

Le principe de l'attaque consiste à faire interagir le solide avec un réactif ou un mélange de réactifs dans des conditions bien définies (pH, température ambiante, agitation), et à mesurer ensuite les concentrations élémentaires dans les fractions liquides d'extraction (Poitevin, 2012). Les méthodes d'extraction les plus utilisées sont les attaques acides et la fusion alcaline. Les attaques acides sont utilisées pour la détermination de la composition élémentaire totale des sédiments. Leur seul inconvénient est qu'elles ne permettent pas de doser la silice du fait de sa destruction totale par le fluor par formation du gaz SiF_4. Les acides les plus utilisés dans les attaques acides sont au nombre de cinq : l'acide chlorhydrique, l'acide nitrique, l'acide sulfurique, l'acide perchlorique et l'acide fluorhydrique (Hamdoun, 2012). Ces méthodes ont été appliquées par exemple sur la Garonne (Bur et al., 2009 ; N'Guesan, 2008), et sur les sédiments du Val de Milluni (Salvarredy Aranguren, 2008), sur les sols des zones forestières en France (Hernandez, 2003), et sur des bassins agricoles du sud-ouest de la France (Bur et al., 2009).

L'acide sulfurique n'est pas avantageux en raison de la formation de sulfates insolubles. L'acide chlorhydrique possède la propriété de dissoudre les silicates. Il peut de même être utilisé avec d'autres acides tels que l'acide nitrique. Il dissout parfaitement les échantillons inorganiques, mais cause des interférences durant les analyses d'ICPMS.

L'acide nitrique concentré et chaud dissout tous les métaux à l'exception de l'aluminium et du chrome du fait de la formation d'un oxyde superficiel. Le mélange d'acide chlorhydrique et d'acide nitrique avec ébullition empêche la mise en solution des métaux liés à la structure silicatée. Quant à l'acide fluorhydrique, il permet de dissoudre les silicates et dissout toutes les phases présentes dans les sédiments (Tessier et al., 1979 ; Leleyter, 1998 ; Saulnier et Gagnon, 2003 ; Kribi, 2005). Selon Leleyter, 1998, l'attaque triacide (acide fluorhydrique HF + acide perchlorique $HClO_4$ + acide chlorhydrique HCl) est considérée comme un long protocole utilisé pour vérifier qu'il n y a pas eu de pertes lors d'une extraction séquentielle.

Pour éviter le problème de la perte des silicates, de l'aluminium et du chrome, nous avons choisi d'utiliser la fusion alcaline (fusion du solide avec du peroxyde de sodium et chauffage à 450° avec de l'HCl), procédure qui a été réalisée au SARM à Nancy où nous avons réalisé nos analyses. La seule difficulté est que cette méthode requiert de hautes températures entraînant parfois des pertes d'éléments volatils tels que le mercure, le plomb, l'Arsenic et le Sélénium (Agemian et Chau, 1976 ; N'Guessan, 2008).

3.2.3.2. Méthodes analytiques

Comme nous l'avons expliqué précédemment, nous avons décidé d'opter pour la fusion alcaline. Ce protocole a été déjà mis au point par le service d'Analyses des Roches et des Minéraux (SARM-CNRS) du Centre de Recherches Pétrographiques et Géochimiques (CRPG) de Nancy (Carignan et al., 2001 ; Bloundi, 2005 ; Garzanti et al., 2010 ; Loustau Cazalet, 2012).

À partir d'un échantillon homogène séché à 45 °C, et finement broyé, la fraction (<63 µm) est mise en solution. Le principe de la fusion alcaline consiste à mettre 300 mg de l'échantillon fin de sédiment en fusion avec du métaborate de lithium ($LiBO_2$) et dissolution dans l'acide nitrique (HNO_3) (1 $mol.L^{-1}$). Plus spécifiquement, un aliquote de 300 mg de sédiments (secs, homogénéisés et broyés) de la fraction <63 µm est mélangé avec 900 mg de $LibO_2$ dans un creuset en platine - rhodium. Le mélange est placé dans un four à 1080 °C pendant un cycle de fusion de 60 minutes. Cette méthode assure que la totalité de l'échantillon soit traitée avec le même gradient de température. Le résidu de fusion est dissous à température ambiante avec une solution mixte de HNO_3 (1 mol L^{-1}), H_2O_2 (0.5%) et du glycérol (10% v/v). L'eau utilisée pour la dilution des acides était de l'eau distillée et ionisée.

3.2.3.3. Analyse des éléments majeurs et des éléments traces

- **Les éléments majeurs** (Al, Si, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K, P et Ti) mis en solution ont été dosés par spectrométrie d'émission optique couplée à un plasma inductif (ICP-OES) sur un spectromètre Thermo elemental IRIS à torche radiale.
- **Les éléments traces** (As, Be, Bi, Cd, Cr, Cs, Cu, Ge, In, Ni, Pb, Sc, Sb, Sn, W, Zn, Ga, Nb, Ta, Th,) ont été dosés par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS) sur un spectromètre thermo elemental X7 à filtre quadripolaire.

La perte au feu (PF) à 980 °C est l'ensemble de quatre pertes qui sont l'humidité, l'eau de constitution des minéraux argileux, les carbonates et les matières organiques (Chatain, 2004). Selon le même auteur « cette perte consiste à déterminer la perte de masse du matériau exprimée

en pourcentage du poids sec de l'échantillon initial après 5 heures de calcination à 980 °C d'un échantillon homogène de 300 mg, en creuset d'aluminium préalablement taré ».

3.2.3.4. Validation du protocole d'attaque

Afin de valider le protocole de fusion alcaline adopté, deux standards internationaux de sédiment de rivière certifié (LKSD 3 et WQB 1) ont été introduits dans les deux séries d'échantillons. Tous les échantillons ont subi le même protocole et ont été parfaitement attaqués.

- LKSD3 est un mélange de sédiments d'un lot provenant du lac Caabogie en Ontario
- WQB1 est le premier matériel de référence certifié pour les sédiments de lac

Pour tous les éléments analysés, la différence entre la valeur mesurée et la valeur certifiée est comprise entre 0 et 3% à l'exception de Cs, Sb et Ti dont l'erreur est de 5%. De plus, le rendement (R = (Valeur mesurée/valeur certifiée) x 100)) de tous les éléments est compris entre 75 et 125%. Li Ti et Sn ont des rendements très élevés alors que SB, CS, Ba, La et le Ce ont des valeurs très faibles chacune (Table XI).

3.2.4. Extraction de la phase labile

Dans le but de déterminer quantitativement la teneur des ETM dans la fraction non résiduelle des sédiments, une extraction simple à l'EDTA (acide éthylène diamine tetracétique) a été réalisée. Cette méthode s'est révélée robuste dans l'estimation des ETM dans les sédiments marins (Franguiero et al., 2002 ; Abi Ghanem, 2008 ; Nazih et al., 2009 ; Leleyter et al., 2012). Cela est dû au rôle que joue l'EDTA comme agent chélatant et à sa capacité d'extraire les métaux présents dans les phases non associées aux fractions résiduelles comme les minéraux silicatés par exemple, y compris les métaux complexés à des ligands organiques. Ce protocole a été effectué au laboratoire EcoLab à Toulouse.

1 gramme de sédiments (secs, homogénéisés et broyés) de la fraction < 63 µm est lessivé avec 10 mL d'une solution EDTA 0,05 $mol.L^{-1}$ à la température ambiante avec agitation durant une heure. Le mélange ainsi obtenu est filtré en utilisant des filtres de 0,22 µm de porosité. Le filtrat est ensuite analysé à l'ICP-MS sur la plateforme de l'OMP-Toulouse et à l'ICP-OES sur la plateforme d'EcoLab.

3.2.4.1. Dosage des éléments traces métalliques

Les solutions préparées précédemment ont été diluées une première fois pour passage à l'ICP-MS. La limite de détection de ce dernier étant plus basse que celle que l'ICP-OES, nous avons effectué

auparavant un dosage semi-quantitatif pour les éléments traces sur l'ICP-OES, en même temps que nous avons mesuré les éléments majeurs. Une fois les concentrations connues, le facteur de dilution est défini et les échantillons ont été dilués en fonction de ce facteur. Toutefois à chaque échantillon sont ajoutés 50 µL d'une solution d'Indium et Rhénium (In/Re) représentant un dopage à environ 2 $mg.L^{-1}$ de la solution analytique. Cela permet de s'affranchir des effets de la matrice et des dérives temporelles liées à la machine (N'Guessan, 2008 ; Bellot-Gurlet, 1998). Ces solutions sont ensuite analysées par ICP-MS. Des étalons ont été préparés. Les réponses obtenues sur des standards et les étalons ont permis de définir pour chaque élément une droite d'étalonnage.

3.2.4.2. Validation du protocole

Dans le but de valider le protocole d'attaque à l'EDTA, un standard international de rivière le SLRS5 (matériau de référence composé d'eau riveraine pour l'analyse des métaux traces) et 3 blancs ont été introduits avec les échantillons de la Rivière Ibrahim. La table XIV qui suit présente la moyenne des valeurs des blancs obtenues, l'erreur calculée à droite et les valeurs obtenues pour le standard comparé à sa valeur certifiée à gauche. Nous pouvons dire que presque tous les blancs d'attaques étaient exempts de contamination (leur valeur moyenne aux alentours de 3,33 $mg.Kg^{-1}$ à l'exception des éléments majeurs : potassium (98,58 $mg.Kg^{-1}$), calcium (22 $mg.Kg^{-1}$), phosphore (6 $mg.Kg^{-1}$), aluminium (2,55 $mg.Kg^{-1}$) et magnésium (4,47 $mg.Kg^{-1}$).

Quant aux matériaux de référence, ils ont un rendement intéressant compris entre 0,8 et 1,1 pour toutes valeurs. Les rendements calculés dépassent rarement l'intervalle 0,75 - 1,25 sauf le zinc (Zn), le gallium (Ga), l'étain (Sn), le césium (Cs), le thulium (Tm), et le tungstène (W). Ces éléments-là présentent même une erreur très faible à l'exception du Zn, Nb, Sn et W qui présentent une erreur élevée 1,3 ; 15,4 ; 7,46 et 7 respectivement. De même la valeur mesurée est largement différente à la valeur certifiée. Cela a déjà été observé par Salvarredy Arranguren sur les sédiments de Val de Milluni (Andes boliviennes) en 2008. Selon lui, certains de ces éléments, tel le tungstène sont difficiles à attaquer du fait qu'ils sont contenus dans des oxydes primaires très réfractaires. De plus les éléments tels le Nb, Sn, Cs, Tm et W se trouvent dans des concentrations très faibles dans le matériau certifié, voire de l'ordre du millième. Cela permet de valider nos résultats, mais aussi le protocole effectué en salle blanche.

Élément		LKSD3				WQB1			
		Valeurs mesurées	Valeurs certifiées	R	Erreur	Valeurs mesurées	Valeurs certifiées	R	Erreur
SiO_2	%	59,12	58,5	101,1	0,01	55,29			
Al_2O_3		12,22	12,50	97,8	0,02	16,03	14,76	108,6	0,09
Fe_2O_3		5,99	5,7	105,1	0,05	7,35	6,77	108,6	0,09
MnO		0,18				0,30	0,29	103,4	0,05
MgO		2,03	2	101,5	0,02	2,33	2,36	98,7	0,01
CaO		2,39	2,3	103,9	0,04	1,60	1,63	98,2	0,02
Na_2O		2,38	2,3	103,5	0,04	0,84	0,97	86,6	0,14
K_2O		2,25	2,2	102,3	0,02	3,59	3,67	97,8	0,02
TiO_2		0,51	0,5	102,0	0,01	0,73	0,48	152,1	0,52
P_2O_5		0,25	0,2	125,0	0,25	0,35	0,36	97,2	0,03
As	ppm	29,84	27	110,5	0,11	23,2	23	100,9	0,01
Ba		620	680	91,2	0,09	619,4	606	102,2	0,02
Be		1,63	1,9	85,8	0,14	2,61	2,42	107,9	0,08
Bi		3,12				0,61	10,42	5,9	0,94
Ce		90,66	90	100,7	0,01	88,83	77,60	114,5	0,14
Co		30,48	30	101,6	0,02	18,15	20,10	90,3	0,1
Cr		83,66	87	96,2	0,04	101,5	89,10	113,9	0,14
Cs		2,11	2,3	91,7	0,08	6,8	7,04	96,6	0,03
Cu		36,15	35	103,3	0,03	79,34	79,60	99,7	0,00
Dy		5,03	4,9	102,7	0,03	5,68			
Er		2,76				3,11			
Eu		1,46	1,5	97,3	0,03	1,58			
Ga		16,43				23,98	22,9	104,7	0,05
Gd		6,04				6,30			
Ge		1,38				2,88			
Ho		1,03				1,16			
La		45,04	52	86,6	0,13	41,46	37,90	109,4	0,09
Lu		0,43	0,4	107,5	0,06	0,46			
Mo		1,22				1,62	2,09	77,5	0,22
Nb		7,89	8	98,6	0,01	12,53	7,46	168,0	0,68
Nd		44,39	44	100,9	0,01	39,80			
Ni		52,91	47	112,6	0,13	62,43	61,5	101,5	0,02
Pb		32,44	29	111,9	0,12	84,48	83,7	100,9	0,01
Pr		11,79				10,62			
Rb		78,66	78	100,8	0,01	156	152	102,6	0,03
Sc		12,96	13	99,7	0,00	17,43	59,3	29,4	0,71
Sb		1,51	1,3	116,2	0,16	1,48	3,59	41,2	0,59
Sm		8,10	8	101,3	0,01	7,69			
Sn		2,67	3	89,0	0,11	7,41	3,9	190,0	0,90
Sr		261,30	240	108,9	0,09	150,20	146	102,9	0,03
Ta		0,68	0,7	97,1	0,02	1,05			
Tb		0,85	1	85,0	0,15	0,94			
Th		11,02	11,4	96,7	0,03	12,48			
Tm		0,40				0,45			
U		4,13	4,6	89,8	0,10	4,48	5,39	83,1	0,17
V		77,52	82	94,5	0,05	128,40	129	99,5	0,00
W		0,96				1,90	1,6	118,8	0,18
Y		28,88	30	96,3	0,04	31,86	26,5	120,2	0,20
Yb		2,71	2,7	100,4	0,00	3,10			
Zn		159,4	152	104,9	0,05	278,00	275	101,1	0,01
Zr		171,1	178	96,1	0,04	141,80			
PF	%	13,56	13,4	101,2	0,01	11,68			

R : Rendement (Valeur mesurée/valeur certifiée) x 100) et Σ : erreur ((Valeur certifiée – valeur mesurée)/valeur certifiée)

Table XIII : Validation du protocole de fusion alcaline par comparaison entre les valeurs mesurées et les valeurs certifiées des matériaux de référence LKSD 3 et WQB 1

Élément	Blancs (N=3)		Standard				
	Moyenne $mg.Kg^{-1}$	Erreur $mg.Kg^{-1}$	SLRS5 mesurée $mg.Kg^{-1}$	SLRS5 certifiée $mg.Kg^{-1}$	Incertitude 2σ%	Erreur $mg.Kg^{-1}$	R%
Mg	4,47	0,18	2330	2540	0,06	0,08	91.7
Al	2,55	0,16	57,58	49,50	0,10	0,16	116.3
P	6,07	1,65	2,43	8,19	0,42	0,70	29.7
K	98,58	10,7	710,30	839	0,04	0,15	84.7
Ca	22	0,26	7243	10500	0,04	0,31	69
Ti	0,12	0,03	1,78	1,86	0,18	0,04	95.7
V	0,01	0,0017	0,35	0,32	0,01	0,11	109.4
Cr	0,11	0,0044	0,23	0,21	0,11	0,09	109.5
Mn	0,03	0,002	4,31	4,33	0,04	0,00	99.5
Fe	0,81	0,06	91,75	91,20	0,06	0,01	100.6
Cu	0,23	0,0022	18,32	17,40	0,07	0,05	105.3
Zn	1,51	0,05	2,00	0,85	0,12	1,37	235.3
Ga	0,00	0,0022	0,02	0,02	0,50	0,21	100
Ge	0,01	0,0030	0,01	0,02	0,93	0,06	50
As	0,02	0,0027	0,39	0,41	0,09	0,05	95,1
Se	0,34	0,01	0,00	-	-	-	
Rb	0,04	0,01	1,25	1,24	0,30	0,01	100.8
Sr	0,17	0,02	53,46	53,60	0,02	0,00	99,7
Zr	0,05	0,01	0,04	0,02	1,50	0,96	200
Nb	0,06	0,01	0,06	0,00	0,44	15,45	
Mo	8,91	0,04	0,24	0,27	0,15	0,12	88.9
Ag	0,01	0,01	0,01	0,01	0,08	0,34	100
Cd	0,02	0,0019	0	0,01	0,17	0,17	
Sn	0,02	0,01	0,04	0,01	0,08	7,46	400
Sb	0,02	0,0009	0,30	0,30	0,00	0,01	100
Te	0,02	0,01	0,02	-	-	-	
Cs	0,01	0,01	0,01	0,00	0,39	0,60	
Ba	0,26	0,20	14,48	14	0,04	0,03	103,4
La	0,00	0,0002	0,21	0,21	0,06	0,02	100
Ce	0,00	0,0002	0,25	0,25	0,24	0,01	100
Pr	0,00	0,0001	0,05	0,05	0,15	0,03	100
Nd	0,00	0,0002	0,19	0,19	0,24	0,00	100
Sm	0,00	0,0003	0,03	0,03	0,13	0,09	100
Eu	0,00	0,0001	0,01	0,01	0,18	0,07	100
Gd	0,00	0,0001	0,03	0,03	0,16	0,12	100
Dy	0,00	0,0002	0,02	0,02	0,10	0,02	100
Er	0,00	0,0001	0,01	0,01	0,11	0,01	100
Tm	0,00	0,0001	0,00	0,00	0,33	0,51	
Yb	0,01	0,0010	0,01	0,01	0,16	0,06	100
Lu	0,00	0,00001	0,00	0,00	0,24	0,18	
Ta	0,04	0,01	0,02	-	-	-	
W	0,02	0,01	0,11	0,01	1,29	7,07	1100
Pb	0,06	0,0009	0,10	0,08	0,07	0,18	125
U	0,00	0,0001	0,09	0,09	0,06	0,00	100

R, rendement (Valeur mesurée/valeur certifiée) x 100)

Table XIV : Validation du protocole d'extraction à l'EDTA par comparaison des blancs et des valeurs mesurées sur le matériel de référence SLRS5

3.2.5. Analyse élémentaire C et N

Le dosage du Carbone et de l'Azote dans les sédiments a été réalisé en utilisant l'analyseur élémentaire le NA 2100 Protein de Thermo Fisher. Cet analyseur est du type CPG (Chromatographie en phase gazeuse) avec détecteur TCD (Conductivité thermique ou cathétomètre) qui permet le dosage simultané du Carbone et de l'azote. Le principe de cette mesure consiste à induire une combustion dynamique de l'échantillon à une température supérieure à 1800 °C. Les éléments non dosés sont piégés et le C et N sont séparés par chromatographie et détectés par un catharomètre selon la norme NF EN 1373, NF ISO 10694 et NF ISO 13878. Les limites de quantification et de détection sont respectivement de 1 et inférieure à 0,1 $mg.L^{-1}$ de C.

Les échantillons conçus pour cette analyse doivent être décarbonatés à chaud avec de l'acide chlorhydrique HCl 2N. L'ajout de l'acide se fait goutte à goutte et s'arrête avec la fin de l'effervescence. Normalement ce protocole nécessite 48 heures, mais nos échantillons fortement carbonatés ont nécessité une période d'effervescence plus longue. Ensuite, 5 mg d'échantillons décarbonatés sont mis dans une nacelle en étain avant le passage à l'analyseur.

3.2.6. Granulométrie et microgranulométrie

L'analyse granulométrique permet de caractériser le sédiment à partir des trois différentes fractions granulométriques qui y sont réparties: les argiles de taille <2 µm, les limons de taille comprise entre 2 et 63 µm, et les sables de 63 µm à 2 mm. Les trois fractions ont été séparées grâce à des tamis en nylon afin d'éviter toute contamination métallique lors de l'analyse. Cela permet une classification des sédiments en un diagramme triangulaire en fonction de leur granulométrie.

L'analyse microgranulométrique du sédiment a été ensuite effectuée par la microgranulométrie laser Horiba LA 950 du laboratoire EcoLab. Une fine proportion de l'échantillon à analyser est prélevée à l'aide d'une spatule, mélangée avec de l'acide et placée dans une cuve en verre. Cette cuve est traversée par deux faisceaux, l'un de longueur d'onde 600 nm émanant d'un laser Hélium Néon, le second d'une longueur d'onde de 405 nm provenant d'une diode laser. Ces faisceaux laser sont diffractés lors de leur rencontre avec une particule.

Une analyse de cette diffraction par des détecteurs situés à plusieurs angles permet de remonter à la taille et à la répartition des particules dans le milieu. La taille des particules est

mesurée avec +/-0,6% de précision avec une limite de quantification de 10 nm. Les résultats obtenus sont sous forme d'histogrammes interprétés ultérieurement.

3.2.7. Surface spécifique

La surface spécifique (SS) est la surface totale par unité de masse du produit, et qui est accessible aux atomes et aux molécules. Elle dépend de la surface totale des grains qui constituent un solide. Plus cette surface d'échange est importante plus les interactions avec son milieu environnant sont importantes. Elle est exprimée en $m^2.g^{-1}$. La méthode la plus utilisée pour la mesure de la SS est celle de Brunaueur, Emett and Teller connue par BET depuis 1938.

Cette méthode est basée sur l'adsorption de l'azote sur l'échantillon poreux. Elle consiste à calculer la SS d'un solide à partir de la quantité d'azote adsorbée en monocouche à faible température proche à sa condensation (77 K). La surface moyenne occupée par chaque molécule dans la monocouche adsorbée n'est autre que la surface spécifique (Lafont, 2009 ; Geolard, 2005 ; Mohamadou, 2008 ; Tribout, 2010).

Environ 500 à 1000 mg de sédiments secs sont dégazés pendant 6 à 23 heures à 70K sous vide. L'analyse est effectuée in situ par adsorption de l'azote à 77 K avec des pressions partielles d'azote comprises entre 0,05 et 0,35 bar.

CONCLUSION

Ce chapitre avait pour objectif de traiter des différentes méthodes d'analyses utilisées au cours de notre travail. Nous avons exposé en détail les différents protocoles et méthodes d'analyses utilisées respectivement pour l'eau et les sédiments de fonds. Nous devons signaler ici que nous avons eu recours aux protocoles validés au sein des laboratoires à Toulouse (EcoLab et OMP) et à Nancy (SARM-CRPG) en France, laboratoires qui ont participé à ce travail.

- L'analyse des éléments majeurs par chromatographie ionique, du COD avec un analyseur total Organic Carbon de Shimadzu (modèle TOC-5000A) et l'évaluation des espèces diatomiques ont été effectuées sur les échantillons d'eau.
- Quant aux échantillons de sédiments, nous avons opté pour la fusion alcaline afin de déterminer la teneur des PHE et des REE dans les SF du BVRI. Une extraction simple à

l'EDTA (acide éthylène diamine tetracétique) a été réalisée pour déterminer la teneur des ETM dans la fraction non résiduelle (labile) des sédiments.

Ces méthodes ont permis de travailler à la caractérisation du BVRI, objets des chapitres suivants.

CHAPITRE VI

COMPOSITION CHIMIQUE DES EAUX ET TRANSPORTS EN SOLUTION

« Le débit d'une rivière est sa variable descriptive la plus facilement accessible » (Orange 1990). En se basant sur les volumes d'eaux écoulées, on a calculé les flux de matières en solution exportés par la Rivière Ibrahim. Dans un premier temps, nous avons évalué la composition des eaux de la rivière en éléments majeurs et ensuite nous avons estimé leurs transports tout au long de la rivière en utilisant les relations débits-concentrations.

4.1. Composition chimique des eaux

4.1.1. Température, pH et conductivité des eaux de la Rivière Ibrahim

Le pH des eaux de surface est contrôlé par la géologie du bassin de drainage, mais aussi par l'activité biologique et les rejets industriels (Paindchaud, 1997). Dans les années 80, Khalaf (1984) a obtenu des valeurs de pH comprises entre 7 et 9, et deux décennies plus tard. El Samarani et al. (2005), ont relevé des valeurs comprises entre 8 et 8,6. Les moyennes des valeurs de pH mesurées sur les sept stations du BVRI au cours de nos campagnes d'échantillonnages se situent entre 6,8 et 8,45. Les stations présentant une eau plus basique sont les stations Afka et Roueiss, les deux sources karstiques. Cette basicité reflète le lessivage des roches carbonatées. Par ailleurs, une légère diminution du pH est remarquée en allant de l'amont vers l'aval du bassin (Figure 43).

La température de l'eau entre l'exutoire et l'amont du bassin de la Rivière Ibrahim varie entre 9,6 et 17 °C en période de hautes eaux, et entre 15 et 24 °C en période de basses eaux (Figure 44). La conductivité augmente légèrement de l'amont vers l'aval, expliquant ainsi l'apport par dissolution ou hydrolyse des différents minéraux qui proviennent des roches mères.

Les valeurs varient entre 189 et 950 µS.cm^{-1}. Une élévation brusque est remarquée à partir mois d'octobre, en début de la période de hautes eaux (Figure 45 et 46).

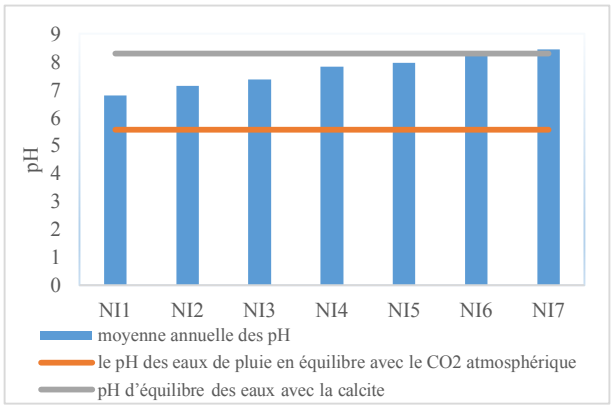


Figure 43 : Variations aval-amont des moyennes annuelles de pH dans les eaux du BVRI aux différentes stations

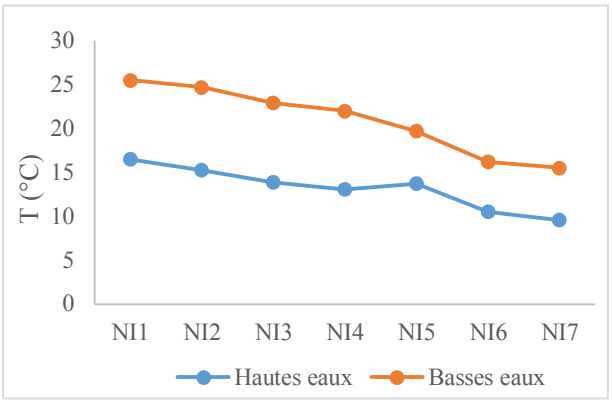


Figure 44 : Variations aval-amont de la température moyenne dans les eaux du BVRI aux différentes stations en périodes de basses eaux et de hautes eaux

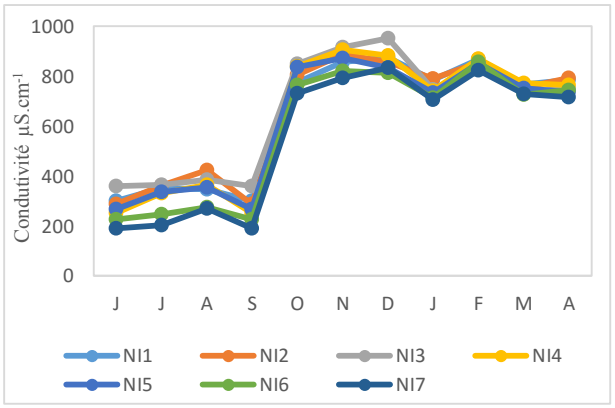


Figure 45 : Variations instantanées de la conductivité dans les sept stations du BVRI

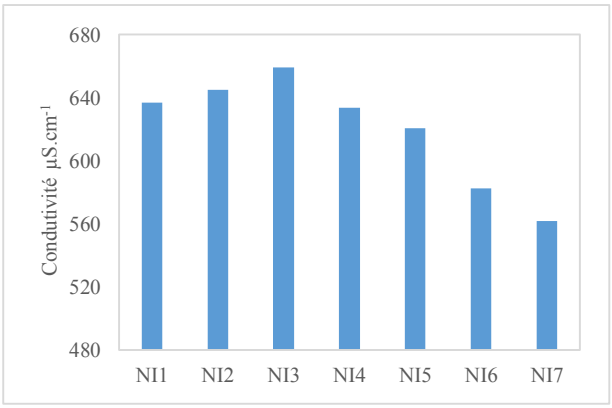


Figure 46 : Variations moyennes mensuelles de la conductivité dans les sept stations du BVRI

4.1.2. Chimie des éléments majeurs

La composition chimique des eaux naturelles avant toute perturbation anthropique est contrôlée par le milieu naturel du BV (atmosphère, biosphère, sols et roches). Dans le cas des rivières, celle-ci change grandement au cours de son transfert de l'amont vers l'aval via des processus physiques, chimiques et biologiques naturels. Cette composition chimique est de même modifiée par les eaux de pluie, de ruissellement, et celles des nappes (Probst et Probst, 2015).

Malheureusement avec la croissance démographique grandissante, la composition chimique des eaux change et l'équilibre entre les différentes composantes chimiques physiques et biologiques est rompu.

La teneur des minéraux dans l'eau d'une rivière est déterminée par l'altération chimique des roches et des sols du bassin versant. La composition chimique des eaux des rivières libanaises montre une dominance des ions Ca^{2+}, Mg^{2+} et HCO^{-}_{3}. Selon Saad et al. (2005), dans les rivières libanaises, la concentration des principaux ions varie dans l'ordre décroissant suivant : $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} > K^{+}$ et $SO_4^{2-} > Cl^{-}$ ce qui est conforme à l'ordre des concentrations de la plupart des rivières au monde.

Au cours de notre étude, la teneur des six éléments majeurs (cations et anions) a été déterminée dans l'eau de 7 stations du BVRI. La table XV présente les valeurs moyennes et leurs variabilités statistiques pour l'ensemble des stations. Les éléments les plus concentrés dans les eaux de la Rivière Ibrahim sont par ordre décroissant le calcium (44,98 $mg.L^{-1}$), le magnésium (11,26 $mg.L^{-1}$), le sodium (3,9 $mg.L^{-1}$) et le potassium (0,50 $mg.L^{-1}$) pour les cations, et les sulfates (7,09 $mg.L^{-1}$) et les chlorures (4,68 $mg.L^{-1}$) pour les anions. Le rapport ionique des teneurs Ca/Mg varie entre 1,12 et 11,85 témoignant d'une dissolution importante du calcium et du magnésium. Les rapports ioniques très faibles de Na/Cl et K/Cl (1,17 et 0,14) reflètent les faibles teneurs en chlorures, en potassium et en sodium dans le bassin.

	$Mg.L^{-1}$	**Min**	**Moy**	**Max**	**Écart-type**
Cations	Ca^{2+}	10,11	44,98	61,71	8,73
	Mg^{2+}	3,76	11,26	20,13	4,73
	Na^{+}	2,14	3,90	8,93	1,40
	K^{+}	0,15	0,50	1,20	0,27
Anions	SO_4^{2-}	0,88	7,09	18,65	4,69
	Cl^{-}	1,27	4,68	14,46	3
Rapports ioniques	Ca/Mg	1,12	4,67	11,85	2,04
	Na/Cl	0,20	1,17	3,33	0,78
	K/Cl	0,03	0,14	0,42	0,09

Table XV : Teneurs moyennes en cations et anions majeurs pour toutes les stations étudiées

La figure 47 schématise la variation instantanée des éléments considérés pendant la période étudiée. Le dosage mensuel des eaux de Nahr Ibrahim montre que les valeurs maximales se trouvent dans la période allant du mois de juin jusqu'au mois de novembre, ce qui correspond à la période des basses eaux. Quant aux concentrations minimales, elles sont obtenues principalement durant le mois de mai et très rarement durant le mois de juin, qui appartient à la période des basses eaux.

Les courbes représentatives des différentes concentrations mesurées (Figure 47) présentent des variations synchrones pour tous les éléments et pour toutes les stations avec deux pics distincts : on observe des concentrations qui augmentent graduellement jusqu'au mois de mai, avant de rechuter soudainement pour atteindre un premier minimum le mois de décembre. Cela est suivi par une augmentation brusque pour atteindre un second pic le mois de janvier suivi d'une chute qui atteint un minimum le mois de février. De plus, ce qui est remarquable est que les concentrations diminuent en s'éloignant de l'embouchure. Par exemple la station NI1 de couleur orange présente toujours les valeurs les plus élevées dans tous les graphiques suivis par la station 2 pour arriver finalement aux stations NI6 et NI7 qui présentent les valeurs les plus basses.

- Le **calcium** se trouve en très forte concentration dans toutes les stations du BVRI. Les concentrations varient entre 10,11 et 61,71 $mg.L^{-1}$ avec une moyenne de 44,98 $mg.L^{-1}$. Ces valeurs sont comparables aux valeurs rapportées pour la Rivière Kadisha-Abou Ali et la Rivière El-Jaouz échantillonnées par Daou (2006), et sont inférieures à celles rapportées par Khalaf (1997) sur le Nahr Anthélias.
- Le **magnésium** avec une concentration comprise entre 3,76 et 20,13 $mg.L^{-1}$ est moins abondant que le calcium et plus présent que le sodium (3,9 $mg.L^{-1}$) et le potassium (0,5 $mg.L^{-1}$) dû à la dissolution de la dolomite qui reflète la nature du substratum géologique et des sols.
- Les concentrations de **sulfates** varient entre 3,5 et 9 $mg.L^{-1}$ avec de faibles valeurs obtenues en période de basses eaux.
- Les eaux de Nahr Ibrahim sont pauvres en **chlorures**. Les ions Cl^- sont présents en faibles concentrations (3 à 6 $mg.L^{-1}$) avec un rapport ionique de **Na/Cl** qui varie autour de 0,20 et de **K/Cl** qui varie autour de 0,03. Ces rapports sont tous les deux inférieurs aux valeurs trouvées dans la Rivière Abou Ali étudiée par Massoud et al. (2006).
- Le **sodium** et le **potassium** se trouvent très faiblement concentrés avec des valeurs moyennes de 3,9 et 0,50 $mg.L^{-1}$ respectivement.

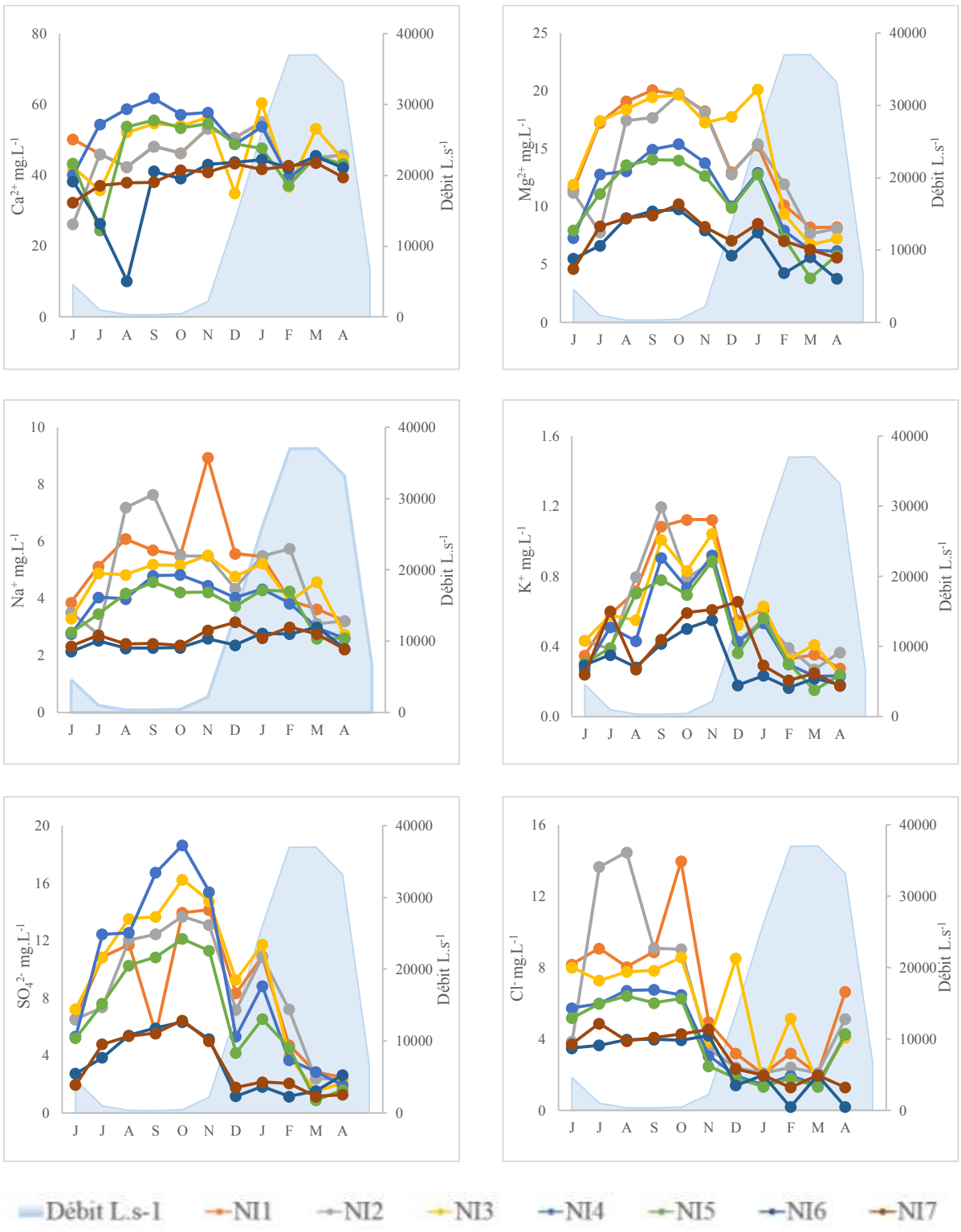


Figure 47 : Variations saisonnières des concentrations en anions et cations majeurs mesurés chaque mois dans les eaux des sept stations du BVRI

En l'absence d'évaporites dans notre bassin, nous pouvons conclure, comme l'ont souligné Probst JL et Probst A (2015) que ces ions proviennent essentiellement des eaux de pluie.

En étudiant les graphes de la figure 48 on remarque une corrélation hautement significative respectivement entre les ions Mg^{2+} et SO_4^{2-} d'une part, Mg^{2+} et Na^+ d'autre part, et enfin entre Cl^- et Na^+ dissous dans les eaux de la Rivière Ibrahim. Et plus spécifiquement, on relève une caractérisation nette des périodes de basses eaux (gris) de celles des hautes eaux (noir).

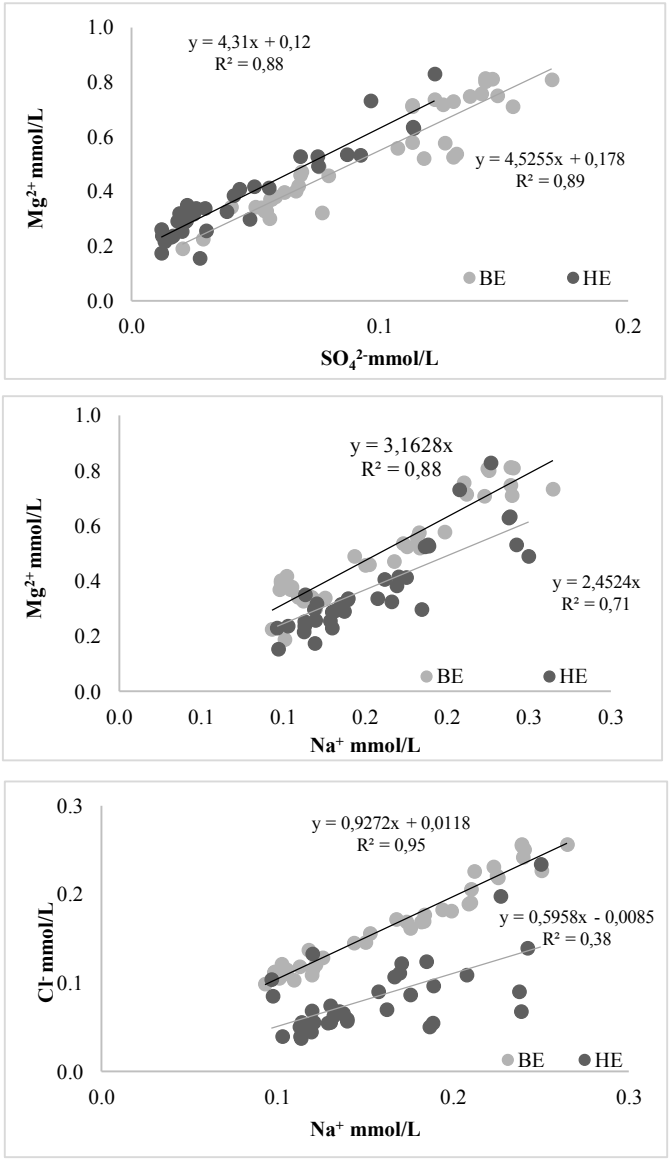


Figure 48 *:* Relation entre les teneurs en Mg^{2+} et SO_4^{2-} (a), Mg^{2+} et Na^+ (b) et Cl^- et Na^+ (c) dissous dans les eaux de la Rivière Ibrahim, en périodes de basses eaux (en gris) et de hautes eaux (en noir)

4.1.3. L'alcalinité

L'alcalinité n'étant mesurée au laboratoire, nous l'avons estimée à partir des anions et des cations, en nous basant sur le principe de l'électroneutralité et en faisant l'hypothèse qu'il n'y eût pas de déficits anioniques ou cationiques, c'est-à-dire que les principaux anions et cations avaient été dosés :

$$\Sigma \text{ Cations}_{meq/L} = \Sigma \text{ Anions}_{meq/L}$$

$$\text{Alcalinité}_{meq/L} = [Na^+] + [K^+] + [Mg^{2+}] + [Ca^{2+}] - [Cl^-] - [NO_3^-] - [SO_4^{2-}]$$

La figure 49 ci-dessous présente les concentrations mensuelles de « Ca^{2+} + Mg^{2+} » en relation avec les concentrations calculées en HCO_3^- . Normalement dans une relation stœchiométrique en équilibre avec des eaux bicarbonatées calciques et magnésiennes issues de la dissolution des carbonates, nous avons une mole de Ca^{2+} (ou $Ca^{2+} + Mg^{2+}$) pour 2 moles de HCO_3^- . Les points du graphe ci-dessous passent tous par la relation y = 0,5 x, ce qui vérifie cet équilibre. Ainsi, nous pouvons avancer que le calcium et le magnésium dans les eaux de l'Ibrahim proviennent uniquement de l'altération des minéraux carbonatés qui sont dissous par l'acide carbonique (H_2CO_3) issu du CO_2 atmosphérique via la minéralisation de la matière organique (cf Probst et Probst, 2015). Ce résultat important nous permet une première déduction faisant état de l'absence de pollution et de perturbation anthropique acide sur ce bassin.

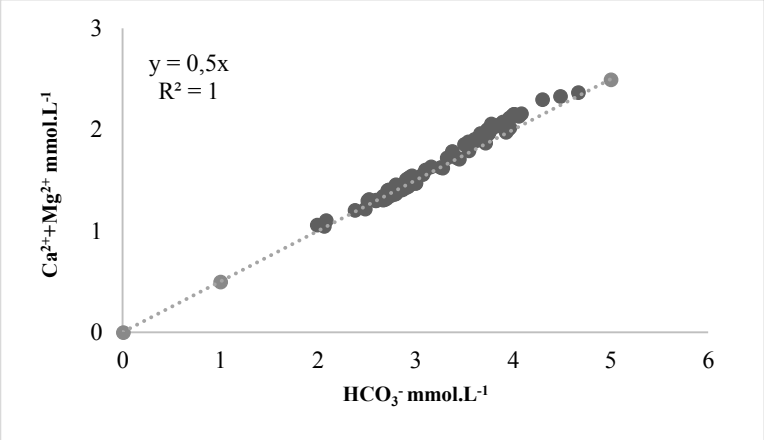


Figure 49 : Relation entre les teneurs en Ca^{2+} + Mg^{2+} et les concentrations en ions HCO_3^- dans les eaux de l'Ibrahim

4.1.4. Le diagramme ternaire de Piper (1953)

Afin de présenter l'évolution des concentrations des différents éléments mesurés et la répartition des ions dissous dans les eaux de la Rivière Ibrahim, les moyennes mensuelles pondérées par le débit des différents anions et cations en période de hautes et de basses eaux respectivement ont été reportées dans un diagramme ternaire de Piper (Figure 50) afin de représenter les variations de composition chimique des eaux, d'une station à l'autre en périodes de hautes et de basses eaux.

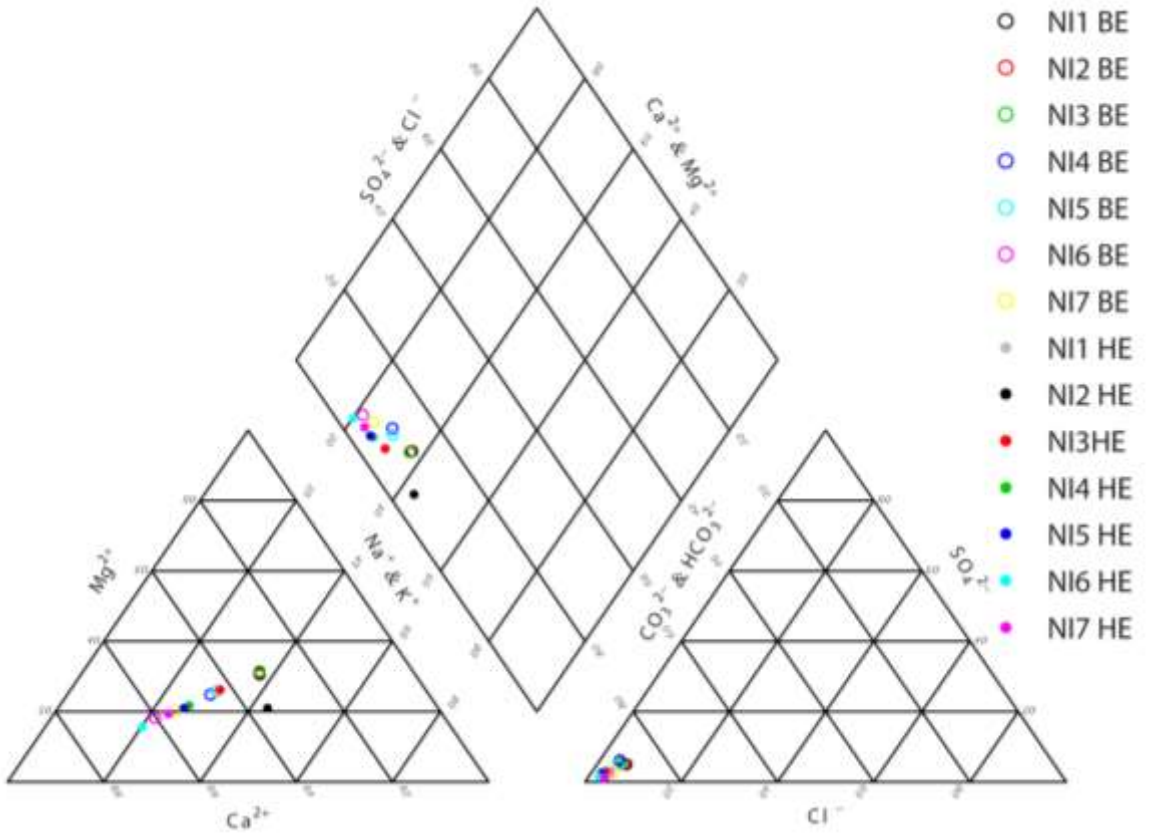


Figure 50 : Diagramme de Piper pour les moyennes pondérées par le débit (en %) des ions mesurés en période de hautes (HE) et basses eaux (BE) respectivement sur les différentes stations du bassin (NI1 à NI7)

Le diagramme de Piper indique qu'il n'y a pas de variation de la composition chimique des eaux entre la période des hautes eaux et celle des basses eaux, à l'exception de la station NI3 qui présente deux faciès différents en hautes eaux et en basses eaux. Ceci n'était pas remarqué dans

la partie précédente, ce qui peut être expliqué par le fait que la station NI3 reçoit des effluents d'agglomérations situées à ce niveau.

De plus, ce qui est remarquable est que la totalité de la concentration des ions varie d'un pôle calcique vers un pôle magnésien avec un léger enrichissement en sodium et potassium en allant vers l'aval du bassin. L'amont du bassin est formé de calcaires karstifiés, et vers l'aval du bassin existent des dolomies d'où l'enrichissement en magnésium. Toutes les stations présentent une composition bicarbonatée calcique et magnésienne (Ca^{2+}-Mg^{2+}-HCO_3^-) et sont faiblement enrichies en chlorure et sulfates. De plus on remarque que les eaux qui sortent du Karst (des stations NI7 et NI6) sont très proches du pôle calcique, alors que les autres stations qui s'éloignent du Karst deviennent de plus en plus enrichies en Mg^{2+}, Na^+ et K^+.

Les points NI6 et NI7, voisins géographiquement, présentent des faciès similaires et les concentrations évoluent de l'amont vers l'aval du bassin.

4.1.5. Carbone Organique Dissous COD

4.1.5.1. Origine du COD dans les eaux de la Rivière Ibrahim

Le carbone organique dissous (COD) est un composant majeur des eaux, du fait de son implication dans de nombreux processus contrôlant le fonctionnement et la qualité des écosystèmes aquatiques. Outre le rôle de nutriment et d'agent de protection pour les organismes aquatiques (par sa capacité d'absorber une partie du rayonnement UV), il affecte la complexation, la solubilité et la mobilité des polluants inorganiques comme les métaux ou organiques comme les pesticides dans le système aquatique. Le COD peut avoir deux origines : la première appelée autochtone (COD produit directement dans les cours d'eau à partir des algues), et la deuxième appelée allochtone qui correspond au COD issu de la dégradation de la matière organique des sols arrivant au cours d'eau par ruissellement ou par infiltration des eaux de la nappe (Lambert, 2003 ; Morel, 2008). Selon Meybeck (1982), la concentration en COD dans les petits bassins versants varie entre 1 et 20 $mg.L^{-1}$ avec une valeur médiane de 5 $mg.L^{-1}$.

La concentration en COD dans les eaux de la Rivière Ibrahim a été mesurée sur une période allant de juin 2012 à mai 2013. La figure 51 représente les concentrations en COD mesurées chaque mois sur les 7 stations tout au long de l'année. L'ensemble des résultats a permis d'établir que sur la période d'échantillonnage, les valeurs moyennes des concentrations en COD étaient de

2,03±0,7 mg.L^{-1} avec une concentration maximale de 14,23 mg.L^{-1} au mois de mai, et minimale de 0,50 mg.L^{-1} au mois d'avril observé en NI4. D'un point de vue saisonnier, l'Ibrahim présente une concentration moyenne de COD de 1,01±0,61 mg.L^{-1} en période de hautes eaux et de 3,05±2,48 mg.L^{-1} en période de basses eaux. Ces concentrations cadrent relativement bien avec l'intervalle des concentrations trouvées à Kadisha-Abou Ali et d'El Jaouz (1 à 4 mg.L^{-1}) (Daou, 2006).

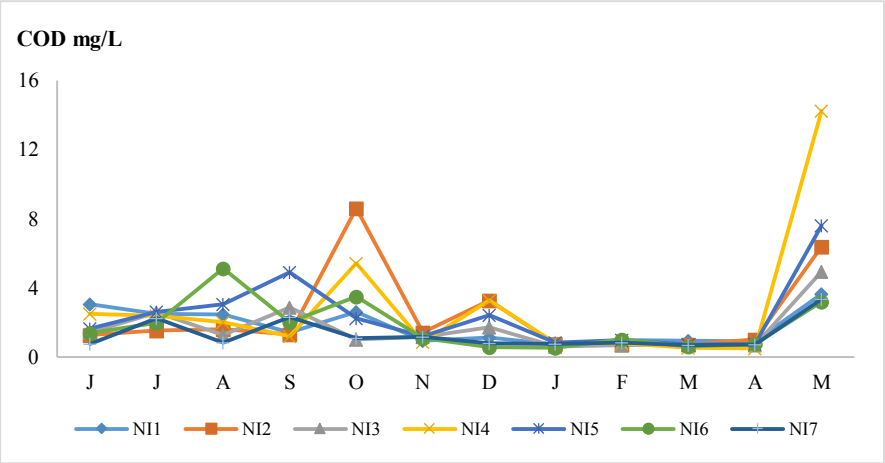


Figure 51 : Variations mensuelles des teneurs en COD mesurées au niveau des 7 stations de la Rivière Ibrahim au cours de l'année 2012-2013

Classiquement, la teneur en COD mesuré dans les rivières est faible dans la partie amont du bassin versant et elle augmente dans les eaux drainant les horizons de sols saturés vers l'aval du bassin, comme cela est mentionné dans divers travaux (Meybeck, 1982 ; Ludwig, 1996 ; Raymond et al., 2007 ; El-Azzi, 2013). Dans le cas de l'Ibrahim, les concentrations mesurées varient en sens opposé. L'évolution des concentrations en COD et du débit de la rivière au niveau des stations NI1, NI6 et NI7 nous montre que les eaux de la Rivière Ibrahim sont plus concentrées en COD en période de basses eaux qu'en période de hautes eaux (Figure 52). Cela peut être expliqué par la contribution du karst au débit total de la rivière, et qui est plus importante en période de hautes eaux. Mais si l'on suppose que les eaux karstiques sont moins enrichies en COD, il est normal que nous retrouvions moins de COD en période de hautes eaux qu'en basses eaux.

Cependant, on peut remarquer que dans notre système karstique assez particulier, les stations NI6 et NI7 qui contrôlent les eaux sortant du karst sont plus concentrées en COD en période de hautes eaux qu'en période de basses eaux, même si les teneurs restent plus faibles que sur les autres stations du bassin. Comme en hautes eaux les sources karstiques sont moins concentrées, et

comme ce sont elles qui représentent la majorité du flux liquide apporté à l'Ibrahim, les eaux des autres stations plus aval restent diluées par ces apports de l'amont. Les relations « débit-concentration en COD » établies au niveau des stations NI1, NI6 et NI7 marquent clairement que le COD est dilué quand le débit augmente (Figure 53), ce qui n'est pas le cas des sols riches en matières organiques où le COD augmente par lessivage des sols avec l'augmentation du débit.

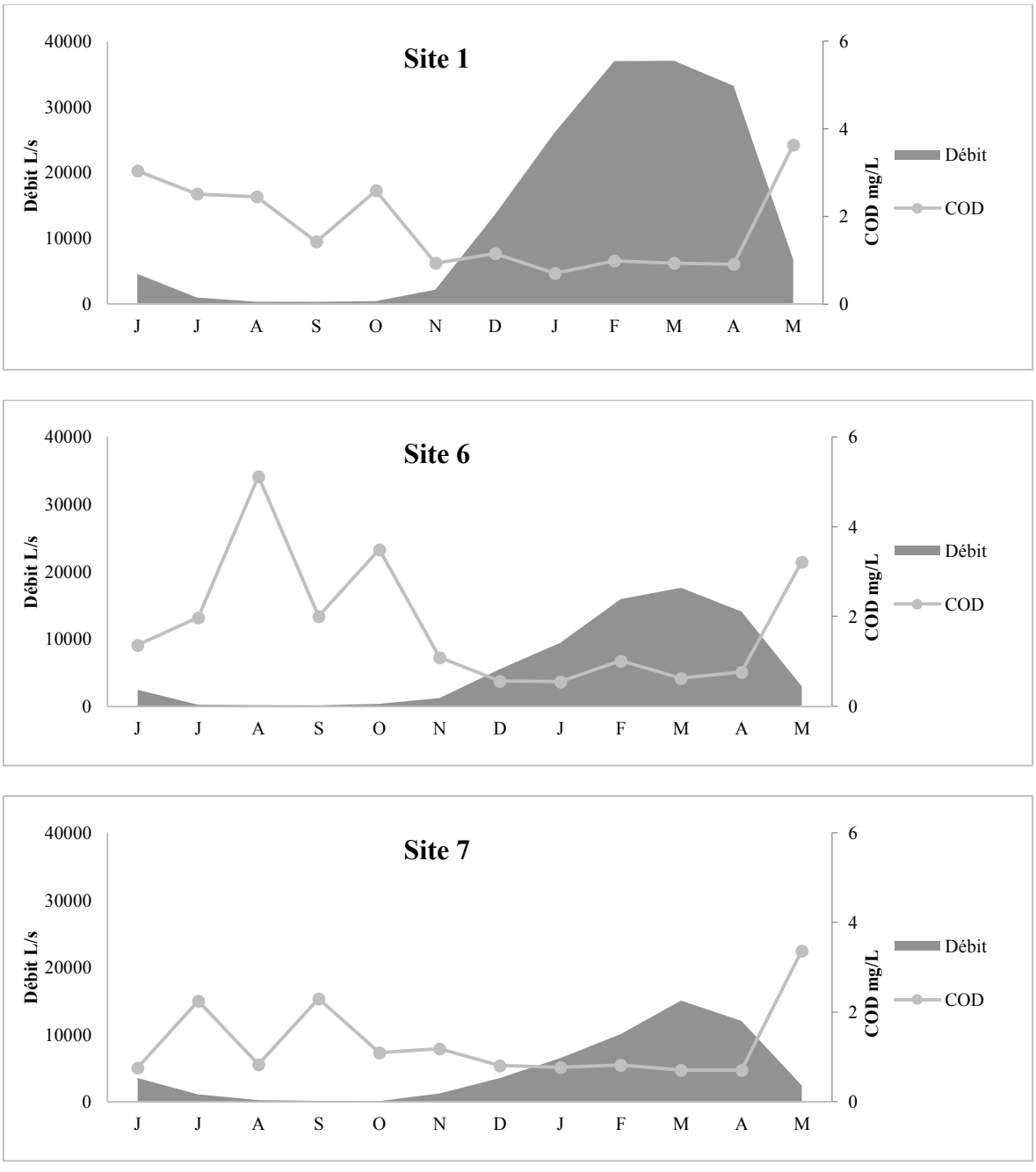


Figure 52 : Évolutions mensuelles des teneurs en COD et des débits au niveau des stations NI1, NI6 et NI7

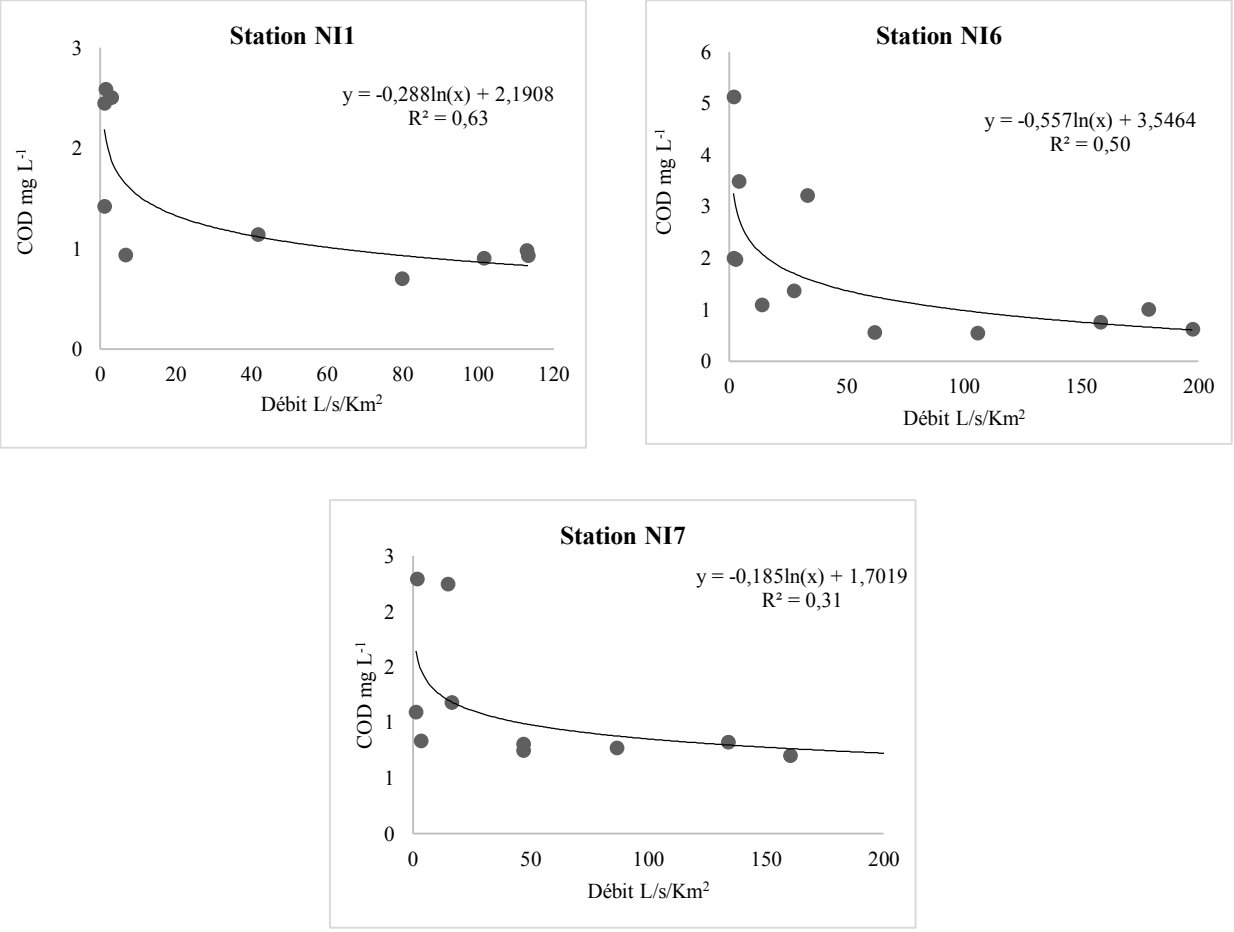


Figure 53 : Relations débits concentrations en COD au niveau de l'embouchure (station NI1) et des deux sources Afka (station NI6) et Roueiss (station NI7)

4.2. Éléments en solution transportés par l'Ibrahim

L'étude de l'évolution des concentrations des espèces en solution dans la Rivière Ibrahim est indispensable, non seulement pour évaluer la variation de la qualité des eaux de cette rivière, mais aussi pour mieux comprendre l'évolution des flux d'éléments, notamment de nutriments qui parviennent à la mer méditerranée. Le suivi de la nature et de la quantité de ces matières exportées à l'exutoire du BVRI sont également nécessaires pour déterminer l'évolution temporelle de ces flux, notamment dans un pays où les directives et les lois restent difficiles à appliquer.

Pour atteindre cet objectif, nous avons étudié la réponse des espèces en solution aux variations de débits, en nous basant sur les relations débits-concentrations dans un premier temps. Dans un second temps, nous avons calculé les flux de matières exportées pour chaque espèce.

4.2.1. Évolution des concentrations au cours du cycle hydrologique

L'évolution des concentrations des espèces dissoutes au cours d'un cycle hydrologique donné peut être analysée classiquement par l'étude des relations entre les débits et les concentrations. Cette approche a déjà été utilisée par de nombreux auteurs (Probst, 1983 ; Orange, 1990). Malheureusement, ne disposant pas des mesures journalières, nous avons utilisé les variations de concentrations mensuelles mesurées et étudié leurs évolutions avec le débit mensuel sur les trois stations (NI1, NI6 et NI7) (Figures 54, 55 et 56).

L'évolution des concentrations mesurées du Nahr Ibrahim au cours de notre année d'étude nous montre que la teneur des espèces en solution subit des fluctuations importantes par rapport aux débits mensuels de la rivière. Les figures 54, 55 et 56 schématisent l'évolution mensuelle des différentes espèces dissoutes au cours de notre année d'étude. On remarque le même comportement pour les trois stations NI1, NI6 et NI7, où la concentration en calcium varie peu durant toute l'année. Pour les autres éléments (Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, SO_4^{2-}et Cl^{-}), on remarque que la concentration est élevée en période de basses eaux et diminue progressivement avec l'arrivée de la période des hautes eaux. De plus il est à souligner que tous les éléments présentent un premier maximum au mois d'avril et un second maximum vers le mois novembre.

Ainsi nous pouvons en conclure que la concentration de ces éléments varie inversement avec la variation des débits : ils sont dilués en période de hautes eaux et voient leurs concentrations augmenter en période de basses eaux. Ils ont donc une origine profonde (nappes souterraines) et l'apport des eaux des réservoirs superficiels, généralement moins concentrées, dilue leurs concentrations. Ce phénomène avait été observé par divers auteurs, entre autres Probst (1983) sur les eaux de la Garonne, Orange (1990) sur les eaux du fleuve Sénégal, Nicolau (2005) sur l'Eygoutier et d'autres qui ont souligné que la concentration des éléments augmente jusqu'à l'arrivée de l'onde de crue qui a pour effet de diluer les eaux.

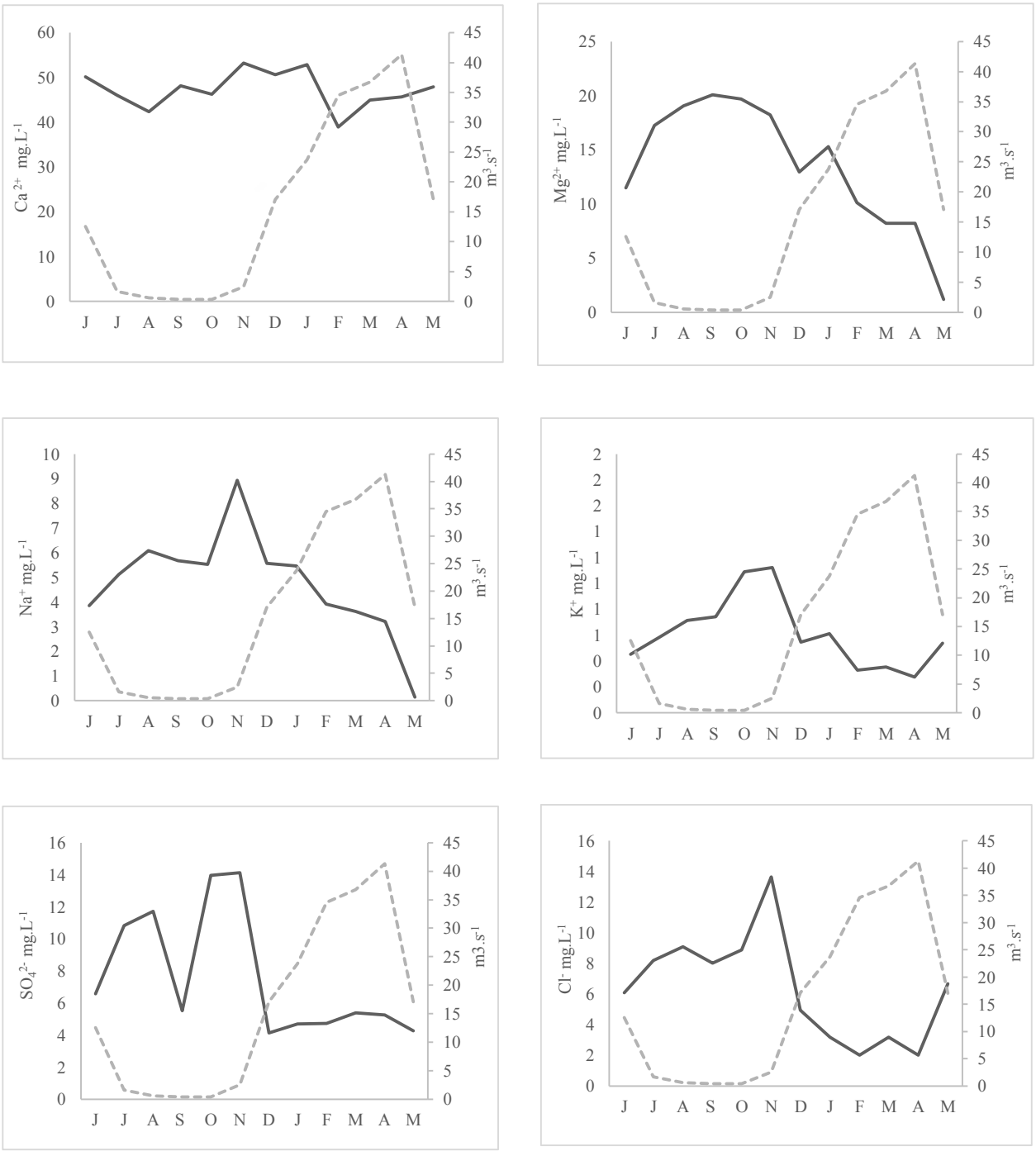


Figure 54 : Variations mensuelles des concentrations des espèces dissoutes au niveau de l'embouchure au cours du cycle hydrologique 2012-2013

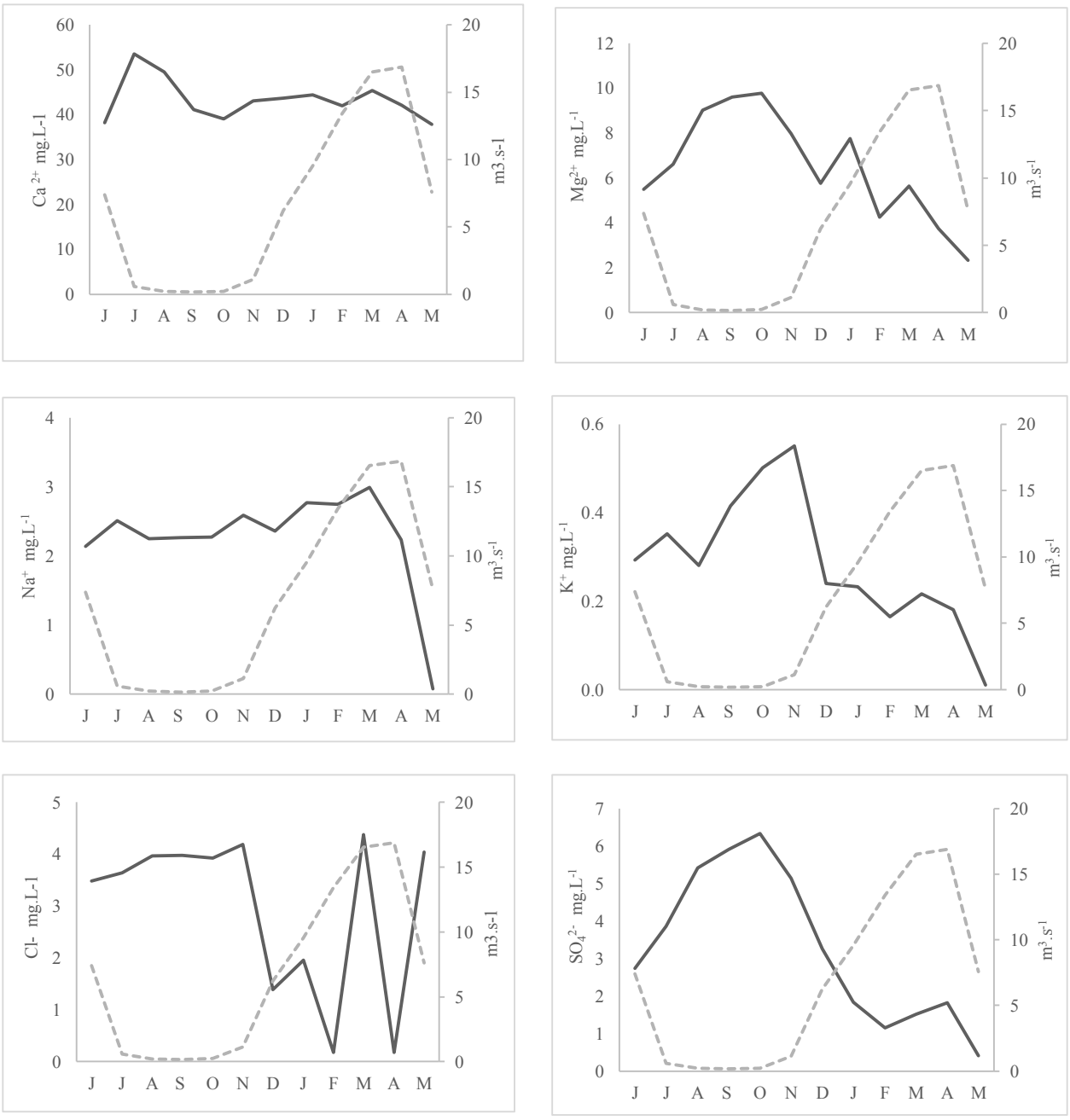


Figure 55 : Variations mensuelles des concentrations des espèces dissoutes au niveau de la source Roueiss au cours du cycle hydrologique 2012-2013

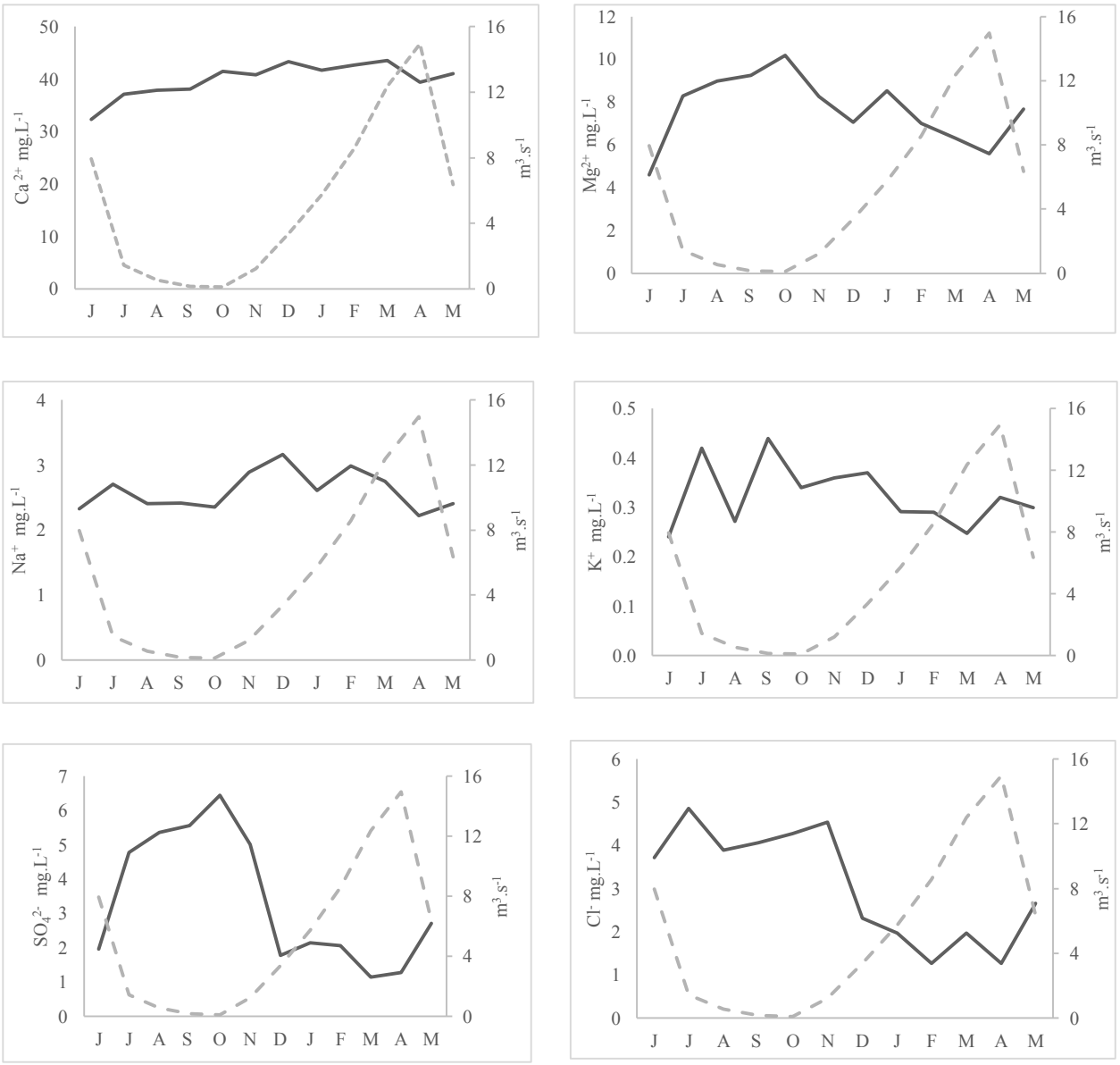


Figure 56 : Variations mensuelles des concentrations des espèces dissoutes au niveau de la source Afka au cours du cycle hydrologique 2012-2013

L'acquisition de la charge dissoute par les eaux de rivières étant comprise, nous pouvons maintenant passer à la quantification des tonnages de matériaux en solution transportés par le fleuve Ibrahim.

4.2.2. Relation « débit-concentration »

La relation entre la concentration d'une espèce donnée en solution (C_i) et le débit liquide (Q_i) s'exprime sous la forme ($C_i=bQ_i^a$) où « a » et « b » sont des constantes. Le signe de l'exposant « a » donne le sens de la corrélation (positive ou négative) indiquant de ce fait si l'élément est concentré ou non quand le débit augmente (Probst, 1983).

De nombreux auteurs (Probst, 1983 ; Droux, 1999 ; Riou, 1999 et Rousiez, 2006) se sont basés sur les relations débits-concentrations pour étudier la réponse d'un bassin aux débits liquides et aux matières en suspension au cours d'une année hydrologique. Dans notre cas, outre cette connaissance, nous avons utilisé ces relations pour calculer, à partir des débits journaliers, les concentrations journalières en espèces mesurées pour notre période d'étude.

Les Figures 57, 58 et 59 représentent ces différentes relations au niveau de l'embouchure et des sources Afka et Roueiss. L'ensemble des équations ajustées à ces relations Q-C est reporté dans la table XVI pour les différents éléments. Le niveau de signification considéré pour toutes les relations est de $p< 0,05$ au moins.

a) **Cas de l'embouchure** (Figure 57) : la dispersion des points observés autour de la relation calculée est faible pour Ca^{2+}, Mg^{2+} et Cl^-, même si les teneurs en Ca varient peu. Mg et Cl présentent de belles relations décroissantes des teneurs avec le débit, montrant des phénomènes de dilution lors des forts débits. En ce qui concerne Na^+, K^+ et SO_4^{2-}, on peut observer en période de faibles débits des points qui s'écartent, reflétant des pollutions probablement dues aux activités agricoles et aux rejets des industriels pharmaceutiques présents dans le BVRI.

b) **Cas des sources Afka et Roueiss** (Figure 58 et 59) : Les nuages de points présentent de faibles dispersions autour des modèles ajustés, montrant ainsi que ces eaux de source ne sont pas sujettes à des pollutions et que leur composition chimique est uniquement contrôlée par l'altération chimique des roches des deux sous bassins. Comme pour l'embouchure, les teneurs en Ca varient peu, mais le Na aussi présente de faibles variations autour d'une valeur moyenne. En revanche, tous les autres éléments présentent de belles courbes de dilution des teneurs quand les débits augmentent.

Nous avons utilisé ces relations pour calculer la concentration journalière connaissant le débit journalier au niveau de ces trois stations pour toute l'année d'étude.

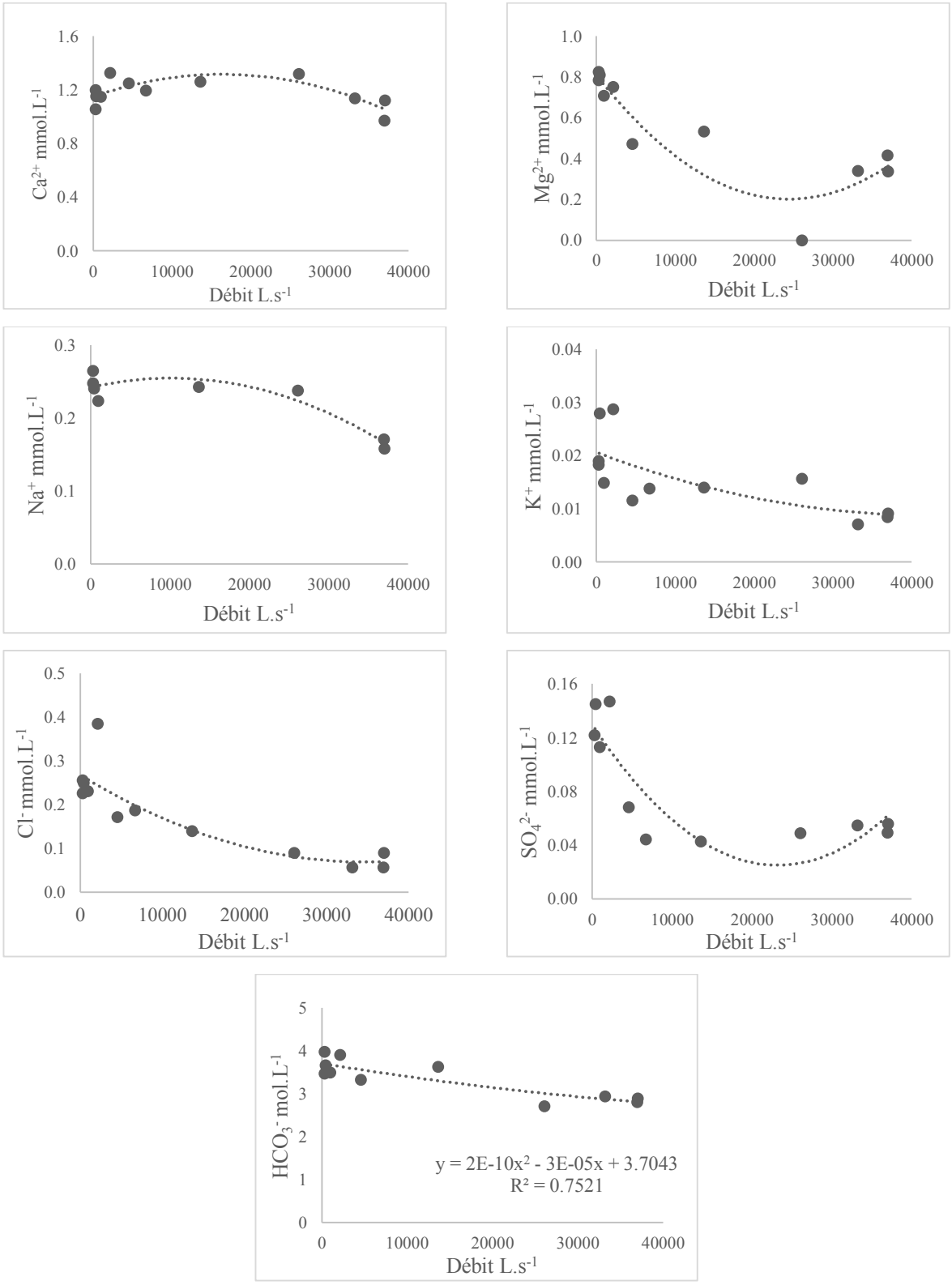


Figure 57 : Relations « débits concentrations » pour les différentes espèces en solution au niveau de l'embouchure

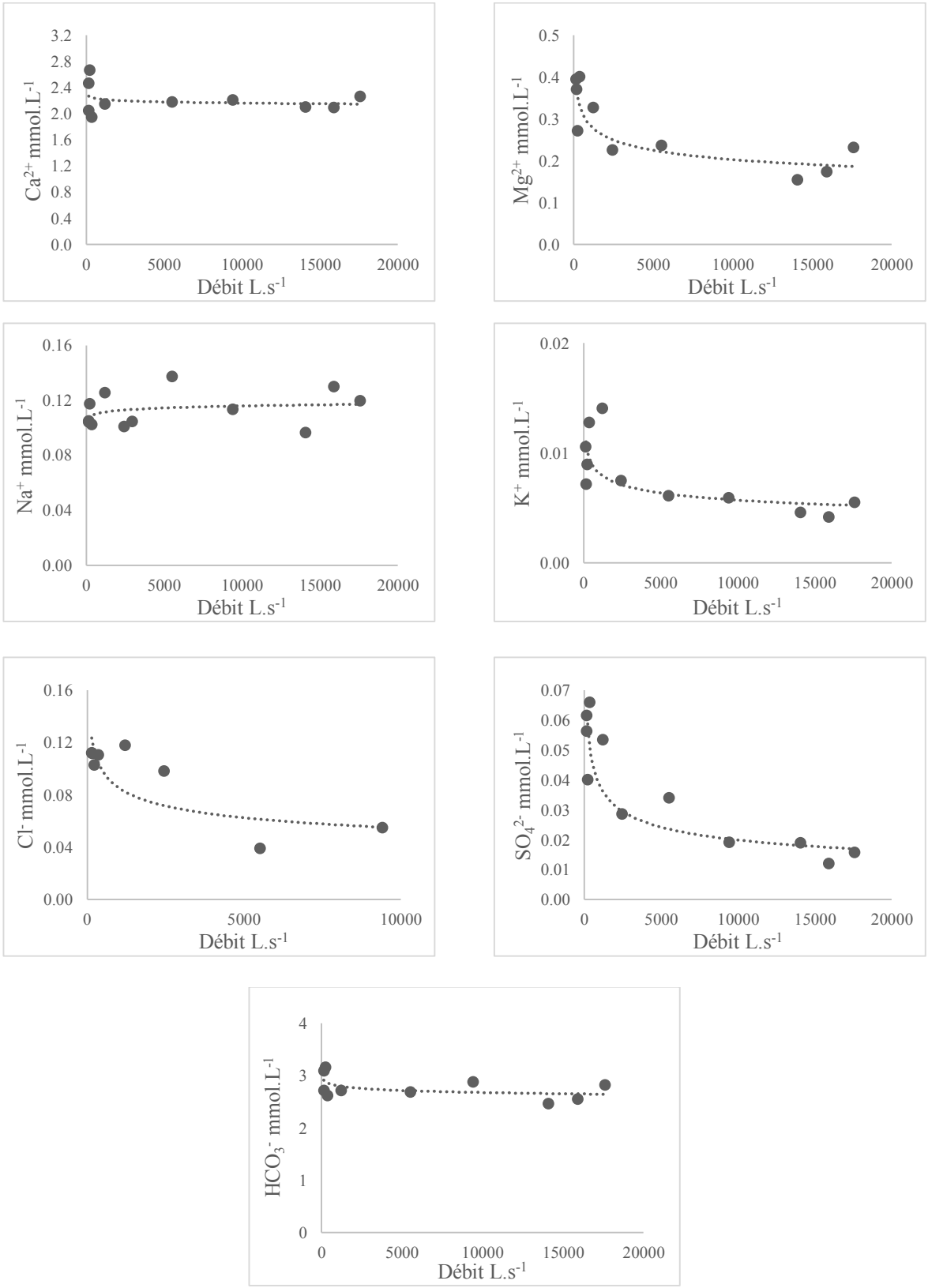


Figure 58 **:** Relations « débits concentrations » pour les différentes espèces en solution au niveau de la source Roueisss

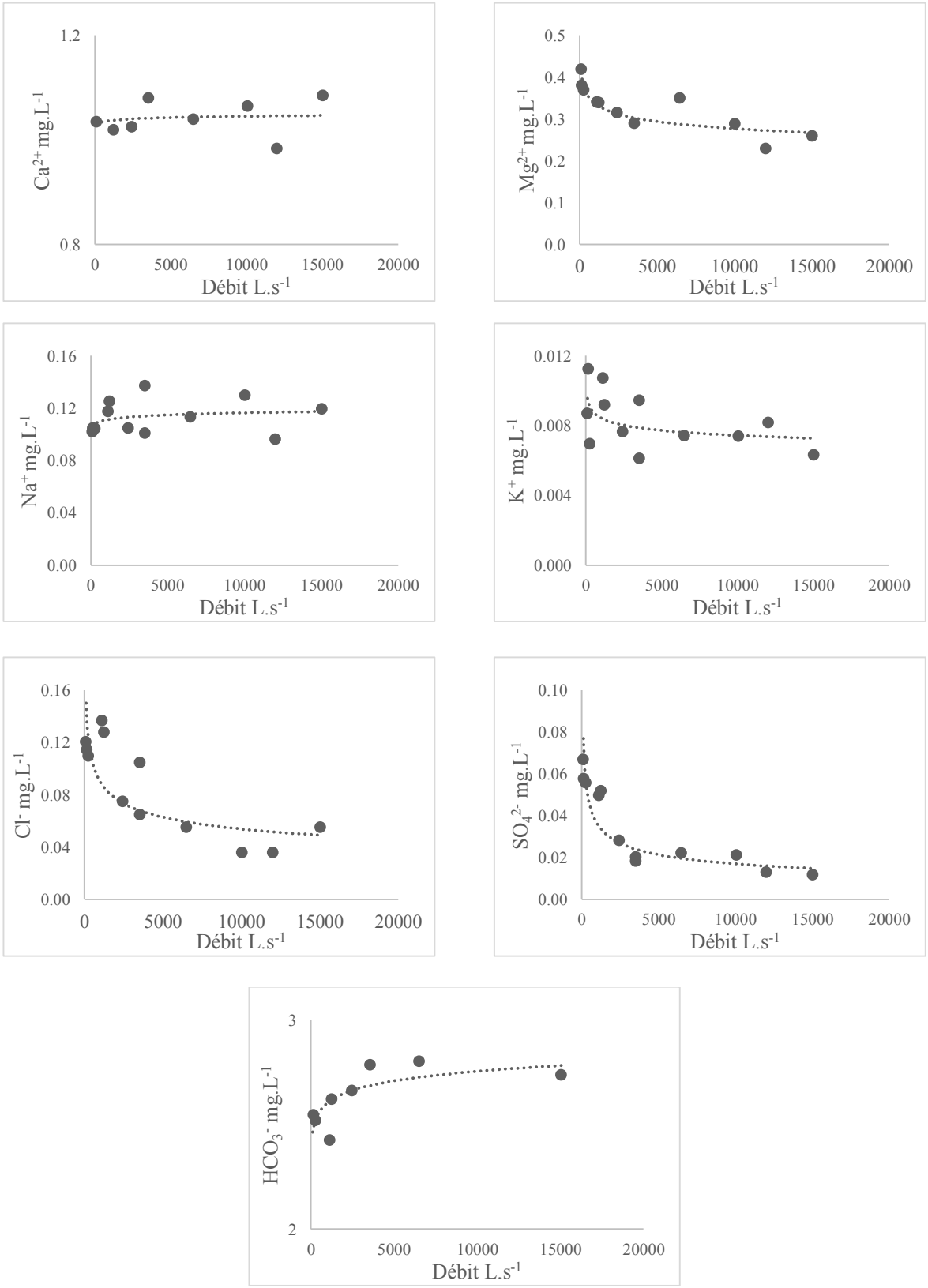


Figure 59 **:** Relations « débits concentrations » pour les différentes espèces en solution au niveau de la source Afka

	Élément	R^2	P	Équation du modèle
Embouchure	Ca^{2+}	0,55		$C = -6\ E\text{-}10(Q)^2 + 2E\text{-}05(Q) + 1,1502$
	Cl^-	0,76		$C = 2E\text{-}10*(Q)^2 - 1E\text{-}05(Q) + 0,2677$
	SO_4^{2-}	0,76		$C = 2E\text{-}10(Q)^2 - 9E\text{-}06(Q) + 0,1296$
	Mg^{2+}	0,83		$C = 1E\text{-}09(Q)^2 - 5E\text{-}05(Q) + 0,8102$
	K^+	0,50		$C = 7E\text{-}12(Q)^2 - 6E\text{-}07(Q) + 0,0206$
	Na^+	0,87		$C = -1\ E\text{-}10(Q)^2 + 2E\text{-}06(Q) + 0,2419$
	HCO_3^-	0,75		$C = 2E\text{-}10(Q)^2 - 3E\text{-}05(Q) + 3,7043$
Roueiss	Ca^{2+}	0,46	0,01	$C = 1,8469(Q)^{0,0173}$
	Cl^-	0,60		$C = 0,3282(Q)^{-0,195}$
	SO_4^{2-}	0,82		$C = 0,2677(Q)^{-0,282}$
	Mg^{2+}	0,75		$C = 0,7997(Q)^{-0,149}$
	K^+	0,57		$C = 0,0241(Q)^{-0,156}$
	Na^+	0,09		$C = 0,098(Q)^{0,0182}$
	HCO_3^-	0,27		$C = -0,057\ln(Q) + 3,2002$
Afka	Ca^{2+}	0,39		$C = 0,9843(Q)^{0,0086}$
	Cl^-	0,63		$C = 0,4193(Q)^{-0,223}$
	SO_4^{2-}	0,85		$C = 0,3506(Q)^{-0,328}$
	Mg^{2+}	0,75		$C = 0,6091(Q)^{-0,086}$
	K^+	0,24		$C = 0,0123(Q)^{-0,055}$
	Na^+	0,10		$C = 0,0964(Q)^{0,0204}$
	HCO_3^-	0,55		$C = 2,204(Q)^{0,0242}$

R^2 : Coefficient de corrélation, P: niveau de signification, C : concentration en mg/L, Q : débit en m^3/s avec n=11

Table XVI : Modèles ajustés aux relations annuelles « débits concentrations » au niveau de l'embouchure et des deux sources Afka et Roueiss

4.3. Bilan géochimique du bassin versant de la Rivière Ibrahim

4.3.1. Tonnages des matériaux exportés en solution

« Le flux de matières solides en suspension d'un cours d'eau est défini comme la quantité de masse de MES transitant à travers cette section pendant une unité de temps » (Vanoni 1975 cité par Droux et al., 2003). Faute de données détaillées sur les concentrations en matières en suspensions dans les eaux de l'Ibrahim sur toute la période d'étude, nous nous sommes intéressés uniquement au calcul des flux de matériaux en solution exportés par l'Ibrahim.

Plusieurs méthodes existent pour calculer le flux de matières en suspension ou en solution, entre autres, la méthode des bilans partiels ou encore la méthode du bilan global. Dans notre étude la méthode des bilans partiels a été retenue dans la mesure où celle-ci a déjà été utilisée dans de nombreux travaux et/ou la quantité de données sont suffisantes pour pouvoir l'utiliser. En effet, elle a été utilisée pour la première fois par Meybeck (1970) sur des petits bassins versants en France, puis validée par Walling et Webb (1981) sur la Rivière Creedy dans le Devon (UK), puis appliquée par Probst (1983) sur le bassin versant du Girou dans le Sud-Ouest de la France ou encore Orange (1990) sur les petits bassins versant drainant le Fouta Djalon. Plus récemment, Droux (1999) l'appliqua sur des petits bassins versants au Niger, Semhi et al. (2000) sur la Garonne, ou encore Bouananai (2006) sur des bassins de la Tafna en Algérie. Cette méthode nous permet de calculer le tonnage des matériaux par période (mois par exemple) selon la relation suivante :

$$T_\phi = Q_\phi . t_\phi . C_\phi$$

Avec T_ϕ = tonnage des matériaux exportés dans l'intervalle pendant le mois ϕ [mg/mois]

Q_ϕ = débit moyen mensuel [$L.s^{-1}$]

t_ϕ = nombre de secondes dans le mois [s]

C_ϕ = concentration moyenne durant le mois [$mg.L^{-1}$]

Ainsi, pour chaque mois (ϕ), le flux de matières (T_ϕ) pour chacune des stations a pu être calculé, et le tonnage annuel (T_{annuel} en t/an) transporté par la rivière est obtenu en faisant la somme des tonnages mensuels exportés au cours de l'année d'étude.

$$T_{annuel} = \sum_1^{12} T\,\phi$$

Le flux spécifique de matière dissoute (t/an/km^2) est finalement obtenu en divisant le flux déjà obtenu par la surface du bassin versant.

Le tonnage annuel des matériaux exportés en solution par l'Ibrahim est de 122 372 tonnes. Durant la période des hautes eaux, la rivière exporte 97 011 tonnes soit 80% des matériaux transportés au cours de l'année. Les deux principales espèces qui participent à ce tonnage sont les ions de bicarbonates et les ions de calcium qui représentent près de 91% du transport en solution de l'Ibrahim. Les eaux de l'Ibrahim sont donc des eaux bicarbonatées calciques et les transports dissous des autres espèces restent relativement faibles et représentent respectivement 1,31%, 0,17%, 1,73% et 3.9% pour les chlorures le potassium, le sodium et le magnésium (Table XVII). Le tonnage annuel par station pour tous les éléments étudiés pour les périodes de hautes et basses eaux respectivement est détaillé en annexe (Annexe 5).

	Ions	**T_a (t/an)**	**$T_{\%}$**	**Ts (t/Km^2/an)**	**Ta* t/an**	**Ts* (t/Km^2/an)**
Cations	Ca^{2+}	22337	18	68	8325	19
	Mg^{2+}	4772	4	14	755	1,8
	Na^{+}	2121	2	7	955	2
	K^{+}	202	0,17	0,62	176	0,41
Anions	HCO_3^{-}	88888	73	271	23770	55
	SO_4^{2-}	2442	2	7	2230	5
	Cl^{-}	1609	1	5	1581	4
	Total	122372	100	374	37791	88

Ta: Tonnages annuels exportés en solution t/an

Ta*: Tonnages annuels exportés en solution sur le Girou, Probst (1986)

Ts: Tonnages spécifiques en solution t/km^2/mois

Ts*: Tonnages spécifiques en solution (t/km^2/an) sur le Girou, Probst (1986)

T%: pourcentage par rapport au transport total en solution

Table XVII : Tonnages des différentes espèces en solution pour la Rivière Ibrahim à l'aval (station NI1)

En comparant les tonnages obtenus sur le BVRI à un bassin dont la taille est dans le même ordre de grandeur comme celui du le Girou (430 km^2) qui draine aussi des roches carbonatées

(Probst, 1986), on remarque que les deux principales espèces qui participent au flux total des deux rivières sont le calcium et les bicarbonates. Par contre, les tonnages spécifiques exportés par l'Ibrahim sont beaucoup plus élevés que ceux du Girou. Cela s'explique d'une part par la géologie du Girou qui est une molasse (ne contenant que 25% de calcaire), et par l'intensité du drainage qui est plus forte sur l'Ibrahim (33,23 L/s/Km^2) que sur le Girou (6,9 L/s/Km^2), soit un débit spécifique 5 fois inférieur à l'Ibrahim.

4.3.2. Variation des flux de matières de l'amont à l'aval

Le tonnage spécifique (tonnage divisé par la surface du BV) de matières transportées en solution dépend de deux facteurs :

- la nature et l'hydrologie du bassin et dans la mesure où plus le bassin est carbonaté (minéraux solubles comme la calcite), plus les précipitations, et plus les flux vont être importants
- la surface du bassin puisque pour deux bassins de même nature, plus la surface est grande, moins le flux spécifique (t/km^2/an) sera important.

Pour comprendre l'évolution des flux entre les différentes stations du BVRI, nous avons calculé pour la période de hautes et basses eaux respectivement la différence de tonnage (ΔT en t/an et en %) entre deux stations, en allant de l'amont vers l'aval. Le tonnage résiduel spécifique (T_R) et le pourcentage de tonnage (P) respectif à chaque station. La table XVIII présente les valeurs obtenues pour le calcium, le magnésium et les HCO_3^- et CO_3^{2-}. Les tonnages respectifs pour le sodium, le potassium, et les chlorures sont donnés en annexe (Annexe 6).

Avec : T_a : Tonnage annuel

ΔT (en tonnes/an) $= TNI_x - TNI_{x+1}$

T_R (en t/km^2/an) $= (\Delta T/(SNI_{x+1} - SNI_x)$

ΔT (en %) $= 200 * (\Delta T/TNI_x + TNI_{x+1})$

Ainsi, la variation du T_R indiquera un changement du tonnage par unité de surface relatif à chaque sous-bassin d'une station vers une autre. Pour un T_R constant, on peut dire que le flux est le même dans tout le cours d'eau. En revanche, un T_R plus élevé indiquera un apport de flux de matière en solution (qui peut être soit d'origine externe (pollution par exemple) soit du bassin

versant résiduel). Un T_R inférieur indiquera une perte de flux par des processus physiques (exemple : sédimentation) ou biogéochimiques (exemple : précipitation de calcite).

Pour le calcium, nous remarquons un T_R cinq fois supérieur en passant de NI5 à NI4. Cela est lié à la géologie du terrain qui passe du calcaire vers un mélange de calcaires et de dolomies (voir carte de géologie page 53). Cette augmentation est associée à une augmentation du flux de Mg^{2+} et de HCO_3^- et CO_3^{2-}. Par contre une chute importante du tonnage des trois éléments est observée en passant de NI3 à NI2 et de NI2 à NI1. Cela est dû à l'augmentation de la surface qui reçoit ce flux venant de l'amont causant ainsi sa diminution.

		Hautes eaux				**Basses eaux**			
	Station	**Ta** T/an	**Δ** T/an	**TR** T/km²	**Δ** %	**Ta** T/an	**Δ** T/an	**TR** T/km²	**Δ** %
Calcium	NI6+NI7	11640				3824			
	NI5	13297	+1657	+38	+13	3681	-143	-3	-4
	NI4	13743	+446	+32	+3	3753	+72	+5	+2
	NI3	20403	+6661	+153	+39	3340	-413	-9	-12
	NI2	16682	-3721	-84	-20	4009	+669	+15	+18
	NI1	17998	+1316	+73	+8	4339	+330	+18	+8
	(NI7+NI6)-NI1		+6358	+39	+43		+515	+3	+13
Magnésium	NI6+NI7	810				2154			
	NI5	593	-217	-5	-31	2082	-73	-2	-3
	NI4	605	+12	+1	+2	2170	+88	+6	+4
	NI3	960	+355	+8	+45	3417	+1247	+29	+45
	NI2	1074	+114	+3	+11	3728	+310	+7	+9
	NI1	1074	0	0	0	3698	-29	-2	-1
	(NI7+NI6)-NI1		+264	+2	+28		+1544	+9	+53
HCO_3^- et CO_3^{2-}	NI6+NI7	45711				15343			
	NI5	56347	+10636	+247	+21	14661	-683	-16	-5
	NI4	59035	+2688	+191	+5	14949	+289	+20	+2
	NI3	91572	+32538	+747	+43	19022	+4072	+93	+24
	NI2	72163	-19410	-436	-24	19280	+258	+6	+1
	NI1	70414	-1749	-97	-2	18474	-805	-45	-4
	(NI7+NI6)-NI1		+24703	+151	+43		+3131	+19	+19

Table XVIII : Comparaison entre l'écart de tonnage annuel entre les stations, le tonnage résiduel, et le pourcentage pour le Ca^{2+}, Mg^{2+} et le HCO_3^- et CO_3^{2-} en période de hautes et basses eaux

Afin d'avoir une vue d'ensemble et de représenter les variations spatio-temporelles des flux des différents éléments mesurés sur l'Ibrahim depuis les deux sources jusqu'à l'embouchure, les

tonnages mensuels et le tonnage annuel des matériaux transportés en solution ont été superposés sur un même graphique pour les sept stations respectivement (Figures 60, 61, 62, 63, 64 et 65).

De plus nous avons superposé sur un même diagramme l'évolution amont-aval des flux d'éléments majeurs respectivement pour la période des hautes et des basses eaux. La largeur du diagramme est proportionnelle au flux de la station considérée. La hauteur elle, est proportionnelle à la distance kilométrique entre chaque station. Des flèches entrantes ou sortantes désignent respectivement l'apport ou les pertes entre chacune des stations. Ce type de diagramme très pratique pour l'interprétation des données a été proposé pour la première fois par Meade et Parker en 1984 sur les sédiments de rivières aux É.-U., puis utilisé par Meade et al. en 1985 sur les sédiments de rivière au Brésil. Etchanchu en 1988 a eu l'idée d'utiliser ce type de diagramme sur les flux de matières dissoutes au niveau du bassin de la Garonne, idée qui a été reprise par la suite par Hissler (2003) sur le bassin de la Thur et Sow (2008) sur la Garonne.

Enfin pour étudier la variation de ces flux selon le débit de la rivière, les relations flux de matières-débits ont ensuite été tracées.

4.3.2.1. Variation du tonnage mensuel par rapport au tonnage total des flux de matières en solution

En se basant sur les graphiques représentant l'évolution amont-aval des flux d'éléments dissous (Figures 60, 61, 62, 63, 64 et 65), nous notons plusieurs observations intéressantes :

- **pour tous les éléments étudiés**, les flux sont très faibles entre juillet et novembre, période de basses eaux. À partir de décembre, le flux commence à croitre graduellement pour dessiner une courbe d'allure gaussienne avec un pic au mois d'avril,
- **pour le Ca^{2+}**, on remarque que le flux est élevé au niveau des sources puis diminue au niveau des stations NI5 et NI4. Au niveau de NI5 et NI4 la surface augmente, mais la lithologie passe du calcaire vers un mélange de calcaires et de dolomites puis repasse au calcaire de nouveau vers la partie avale du bassin d'où l'élévation brusque du flux de Ca au niveau de la station NI3. Ensuite le flux diminue vers NI1 et NI2 avec l'augmentation de la surface des deux bassins,
- **pour les HCO_3^-** , le flux suit le flux de Ca^{2+} avec une augmentation brusque au niveau de la station NI3. Cette augmentation suit celle du flux de calcium élevé en ce point.

- En ce qui concerne **les flux de Cl^-** , la station NI7 présente un flux plus important que celui de la station NI6. En descendant vers l'aval, les stations NI2 et NI4 présentent des flux deux fois plus importants que ceux des autres stations.
- **Le flux de potassium** est faible au niveau de toutes les stations sauf au niveau de la station NI7 qui présente aussi un flux de chlorure élevé.
- **Le flux de Na^+** est très faible et présente aussi une élévation brusque au niveau de la station NI7.
- **Le flux de magnésium** est très important au niveau de la station NI3, ce qui est cohérent avec les flux de calcium et de HCO_3^-.
- **Le flux de sulfates** est très important au niveau des deux sources par rapport aux restes des stations du BVRI.

Sachant que sur le BVRI, les teneurs en chlorures sont faibles et essentiellement d'origine atmosphérique, on peut se demander premièrement pourquoi la station NI7 présente un flux de Cl- plus important que la station NI6 ? Deuxièmement, pourquoi le flux de Cl^- augmente brusquement au niveau des deux stations NI4 et NI2 ? Enfin, il convient aussi de se demander à quoi est due l'élévation du flux de sulfates au niveau de NI7 ?

Cette différence de flux de sulfates et de chlorures entre ces deux sources peut avoir deux origines probables : soit le calcul de la surface spécifique exacte du sous-bassin NI7 est erroné avec la complexité du système karstique ; soit que les deux sources présentent des caractéristiques spécifiques différentes (géologie/lithologie, précipitation).

- Étant donné que les débits spécifiques des deux sources Afka et Roueiss sont presque identiques, soit 48,25 L/s/Km^2 et 46,78 L/s/Km^2 respectivement, cela élimine le fait que la surface du bassin NI7 n'est pas correcte.
- Étant donné que les deux bassins NI6 et NI7 présentent la même géologie karstique, cela ne laisse pas admettre l'hypothèse que la géologie joue un rôle dans la formation de ce flux élevé de sulfates au niveau de la station NI7 (l'oxydation de la pyrite et la dissolution du gypse uniquement qui peuvent exister dans les bancs carbonatés du Karst auraient pu être une source probable de sulfates, ce qui n'est pas le cas).
- Le fait que le taux de précipitations est le même au niveau de ces deux stations nous ramène à penser qu'un autre facteur entre en jeu pour nous donner des flux élevés en sulfates (mais

aussi dans d'autres éléments en un degré moindre tel le K^+ et le Na^+) au niveau de la station NI7.

Cette différence des teneurs en sulfate et en chlorure entre les stations NI6 et NI7 nous ramène à penser que ces deux éléments ont une origine atmosphérique, comme l'avaient déjà observé Probst et al. (1998) sur le bassin versant de Strengbach dans le massif des Vosges au Nord Est de la France. Cette différence peut ainsi s'expliquer par le type d'occupation de sol qui se trouve au niveau du bassin versant de NI7. En effet au niveau de ce sous-bassin existe une surface boisée deux fois plus grande qu'en NI6. Elle est recouverte de forêt de genévrier peu dense (*Juniperus spp*) caractéristique des sols très calcaires. Et comme cette zone est assez proche de la mer, cela nous ramène à proposer l'hypothèse d'apports importants d'aérosols marins (riche en chlorures, sulfates et en sodium) produits par les embruns et des vagues, emmenés par le vent qui se déposent au niveau des feuilles des arbres. Ces dépôts sont étant ensuite rincées par la pluie, provoquant des concentrations élevées en sulfates et en chlorures (Sicard, 2006) dans les pluviolessivats (parfois 3 fois plus) et des apports au sol plus importants qui sont ensuite drainés vers les eaux de surface et souterraines.

Concernant NI4 et NI2, stations qui ne sont pas à proximité de l'eau de mer, le flux de chlorures observé en NI4 est composé du flux traversant la surface du sous bassin NI4, mais aussi du flux venant de NI5. Donc bien que le flux soit faible au niveau de NI5, celui-ci est enrichi par les rejets des surfaces agricoles avant de passer par le sous-bassin NI4, lui-même entouré de zones agricoles. Ce flux dilué une deuxième fois en passant par la surface de NI3 et s'enrichit en arrivant au niveau de NI2 sous l'effet de l'urbanisation et des usines agroalimentaires.

4.3.2.2. Comparaison de l'évolution amont-aval des flux de matières en solution en période de hautes et basses eaux du BVRI

Les diagrammes suivants (Figure 66, 67, 68, 69, 70 et 71) présentent une comparaison de l'évolution amont-aval des flux de matière en solution entre la période de hautes eaux et de basses eaux respectivement. Nous remarquons que le flux est 3 à 4 fois plus important en période de hautes eaux qu'en période de basses eaux pour tous les éléments étudiés. Cette différence est largement due aux volumes d'eau écoulée dans la rivière qui sont 6 fois plus importants en hautes eaux qu'en basses eaux. De plus, on peut noter que le flux augmente progressivement d'une station à l'autre en bassin en allant de l'amont vers l'aval. Cette augmentation est due aux apports latéraux qui alimentent le fleuve et viennent s'ajouter aux flux de matières en solution issus de l'amont.

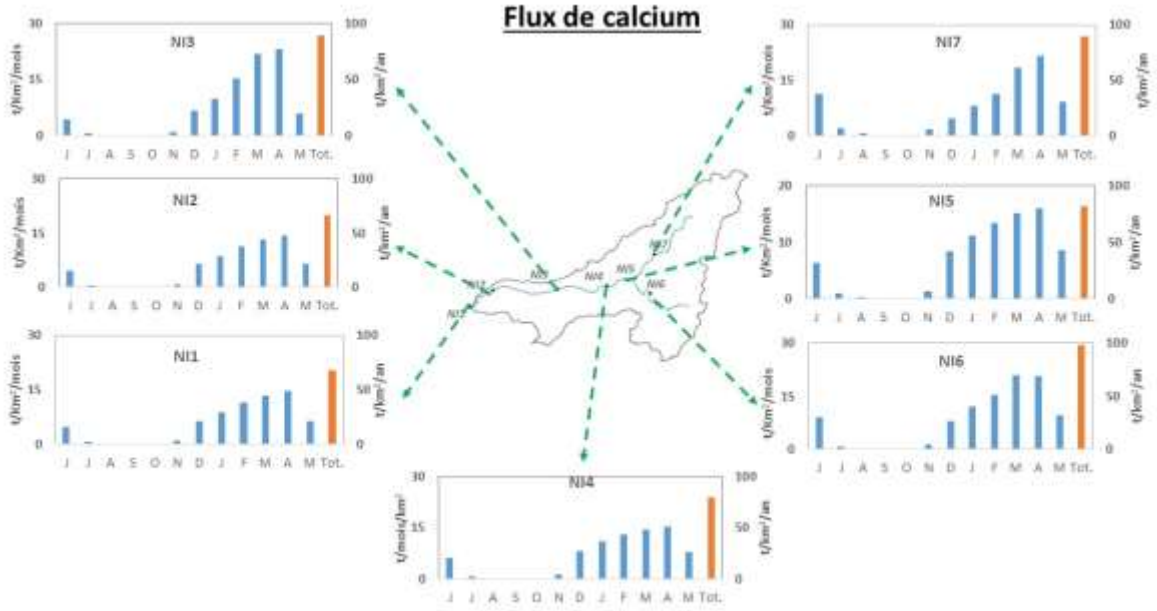


Figure 60 : Variations spatiales des flux mensuels de calcium (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude

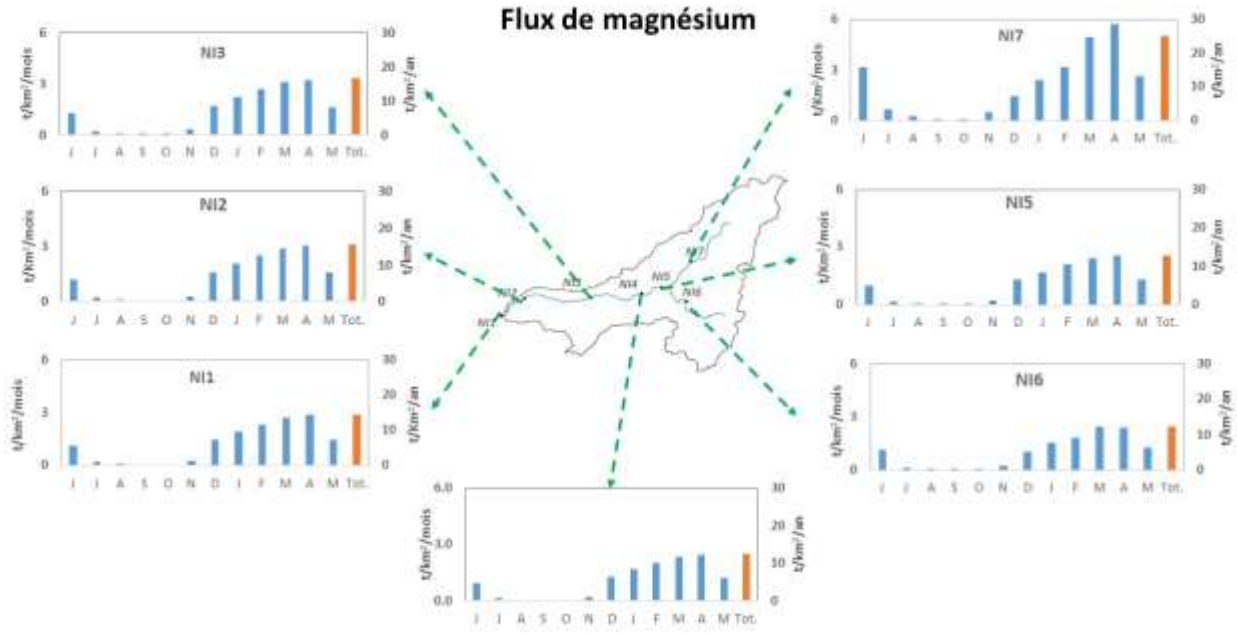


Figure 61 : Variations spatiales des flux mensuels du magnésium (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude

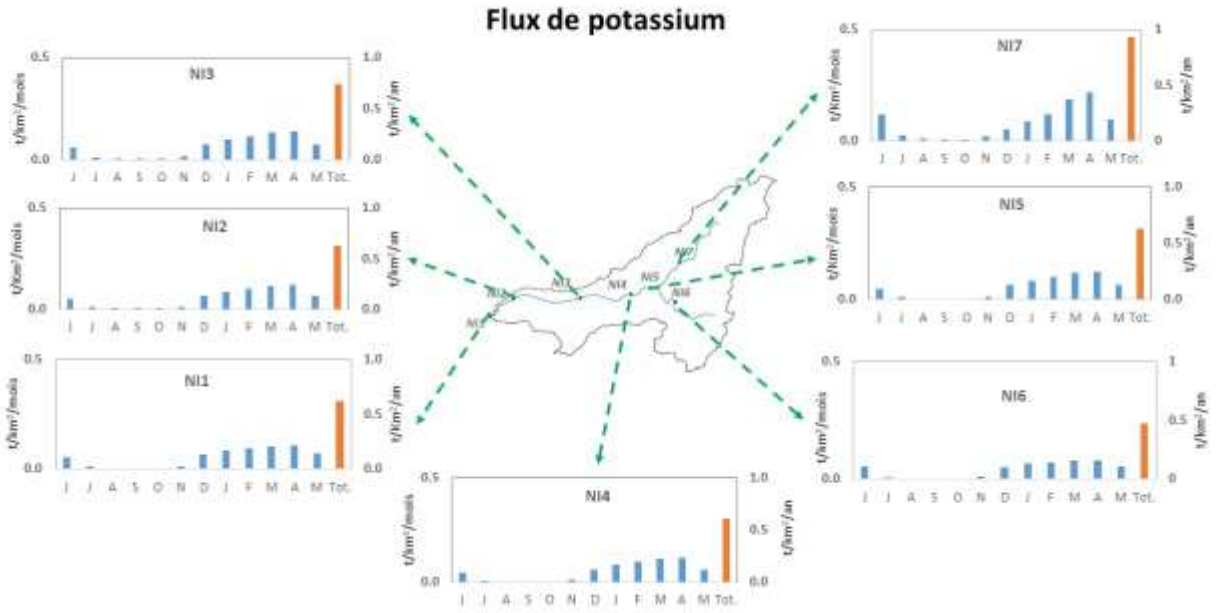


Figure 62 : Variations spatiales des flux mensuels du potassium (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude

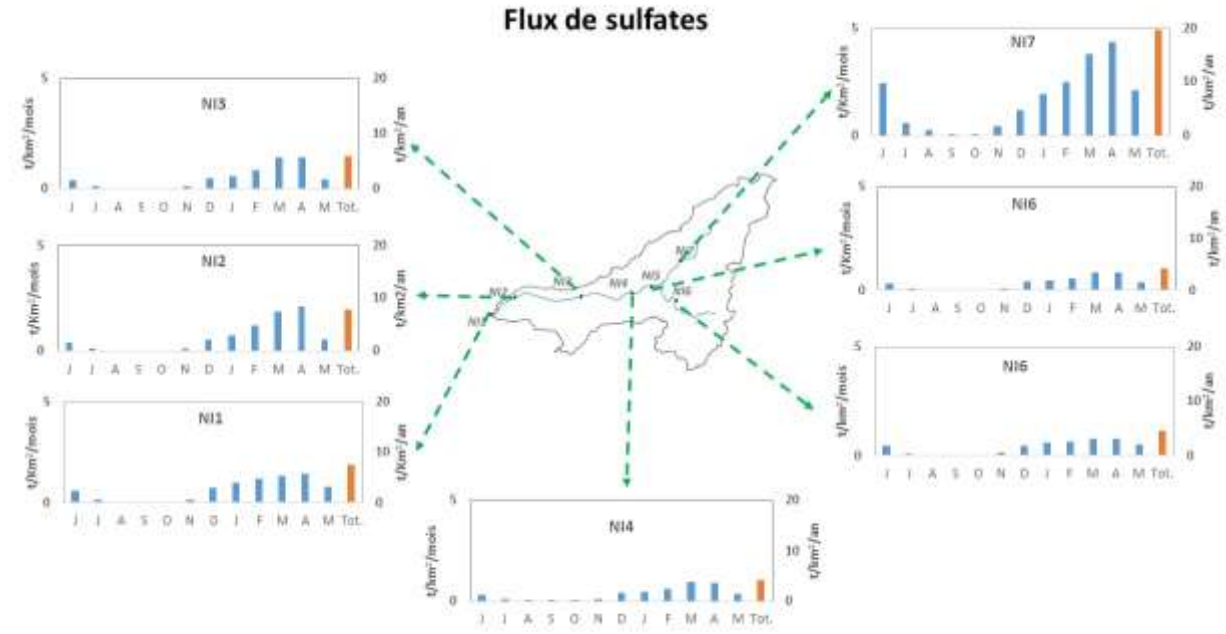


Figure 63 : Variations spatiales des flux mensuels de sulfates(en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude

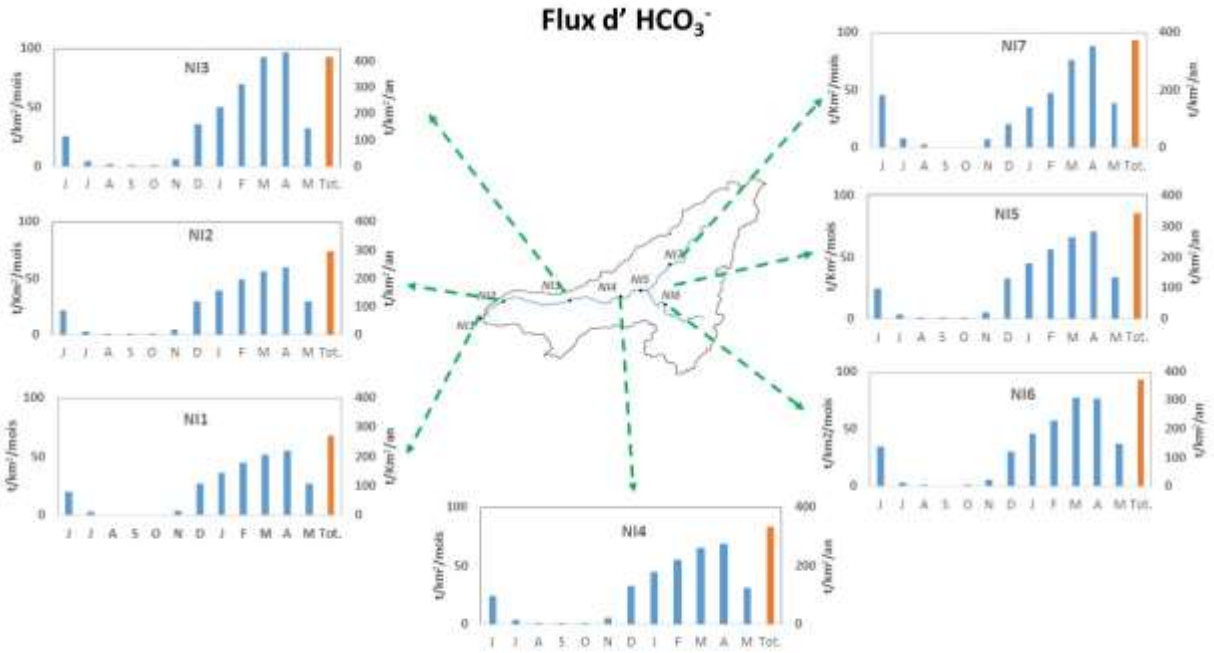


Figure 64 : Variations spatiales des flux mensuels d'HCO_3^- (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude

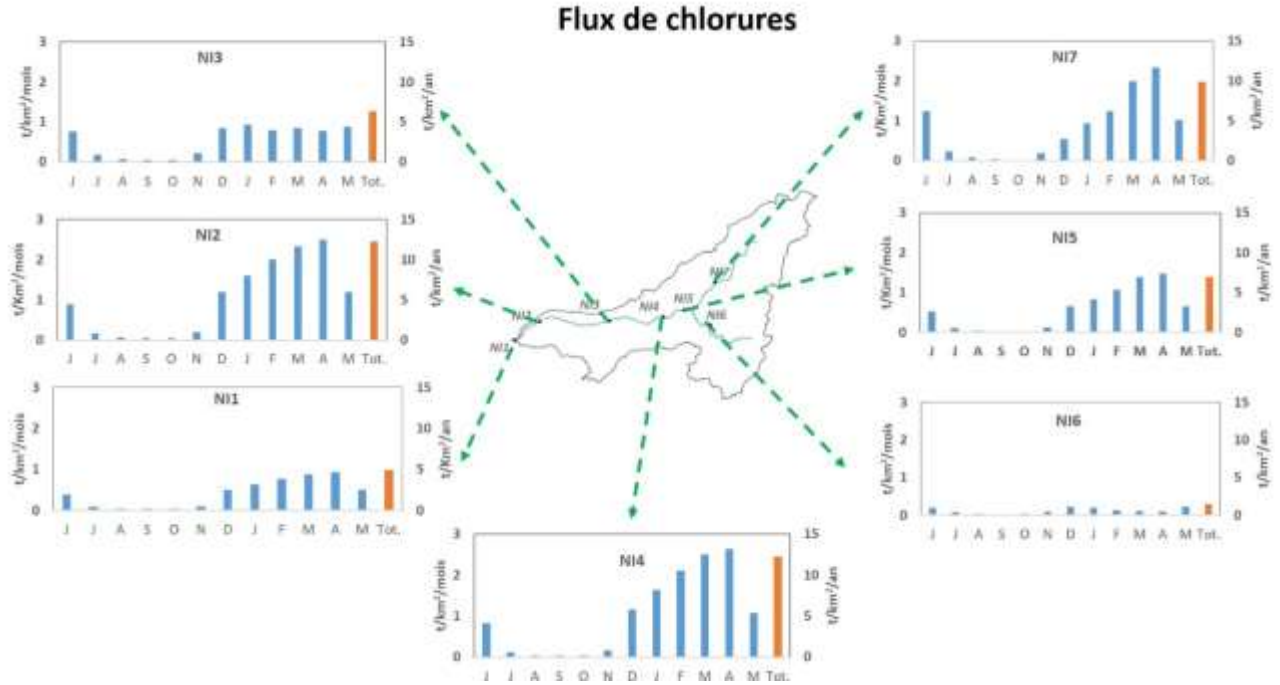


Figure 65 : Variations spatiales des flux mensuels de chlorures (en bleu) et du flux total (en orange) au niveau des sept stations du BVRI au cours de la période d'étude

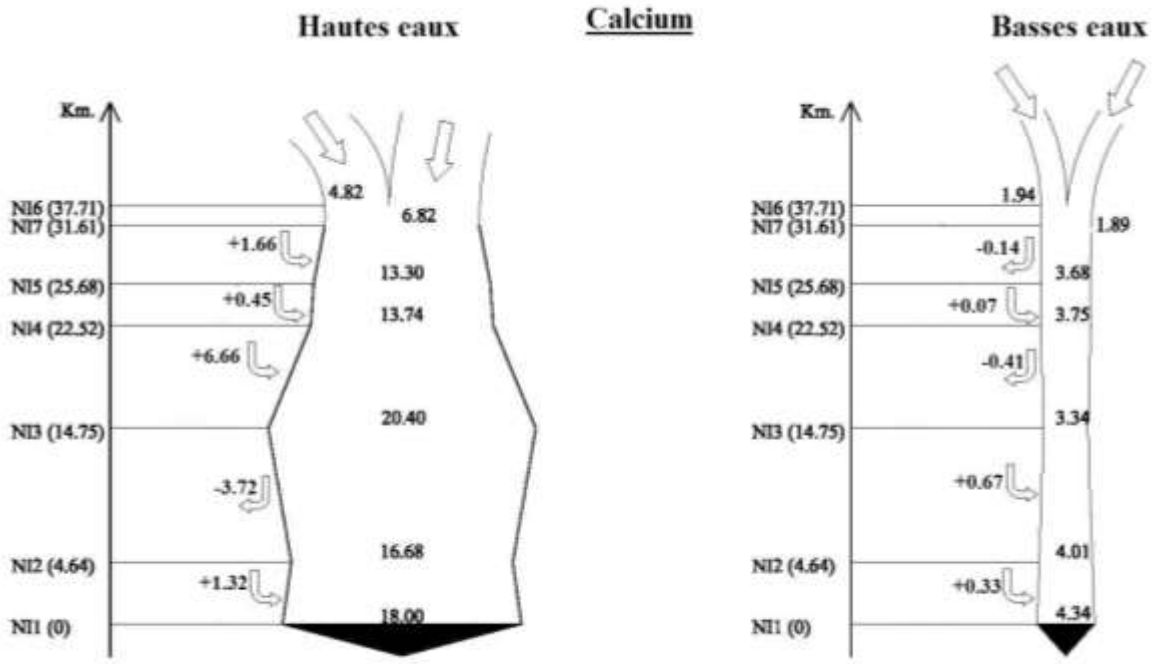


Figure 66 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013

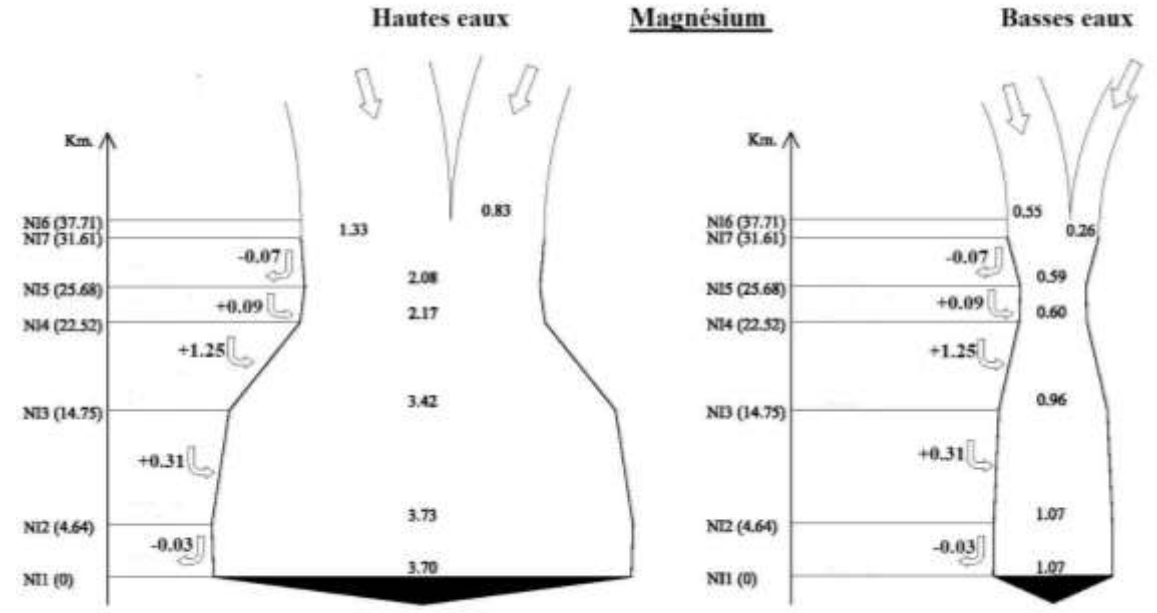


Figure 67 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013

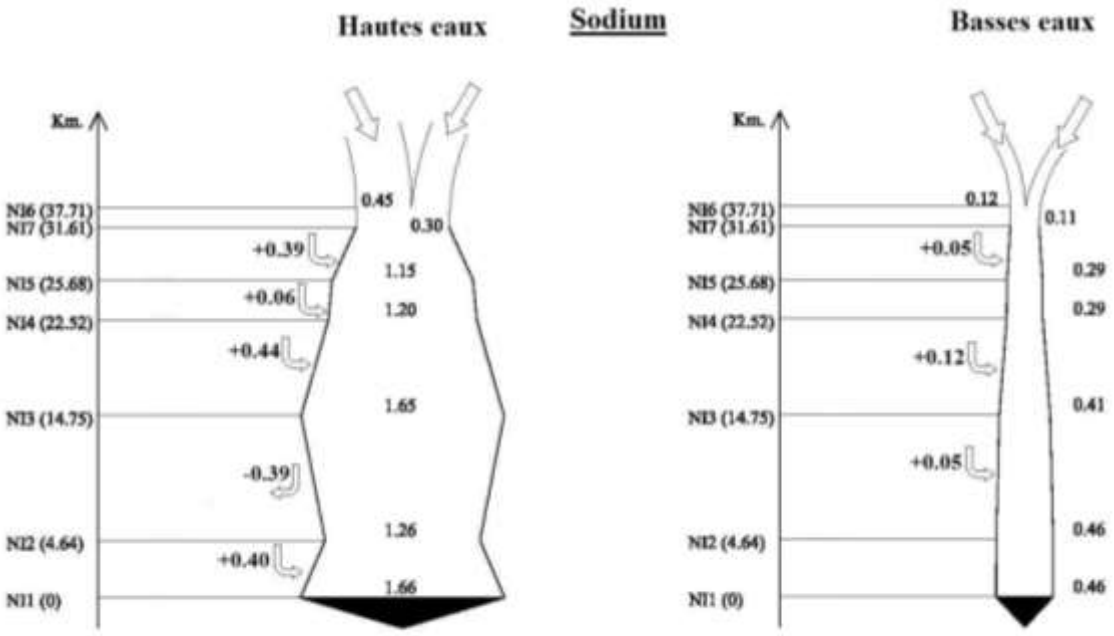


Figure 68 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013

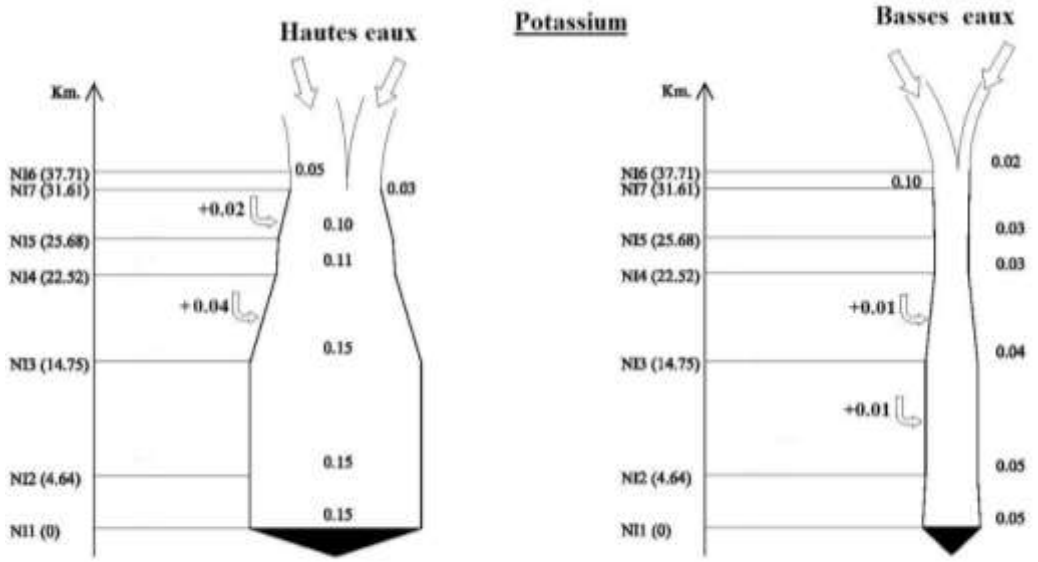


Figure 69 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013

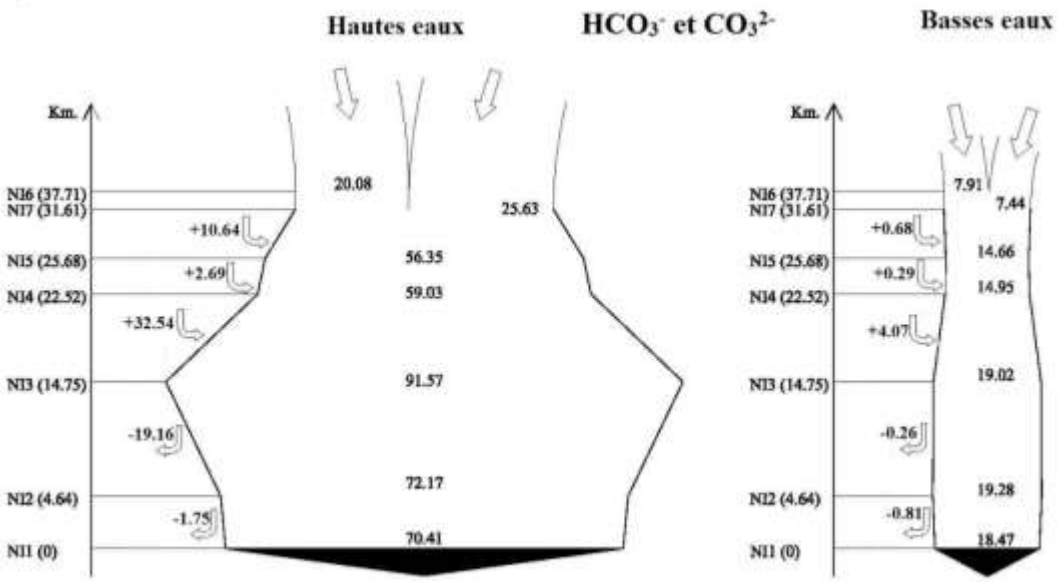


Figure 70 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013

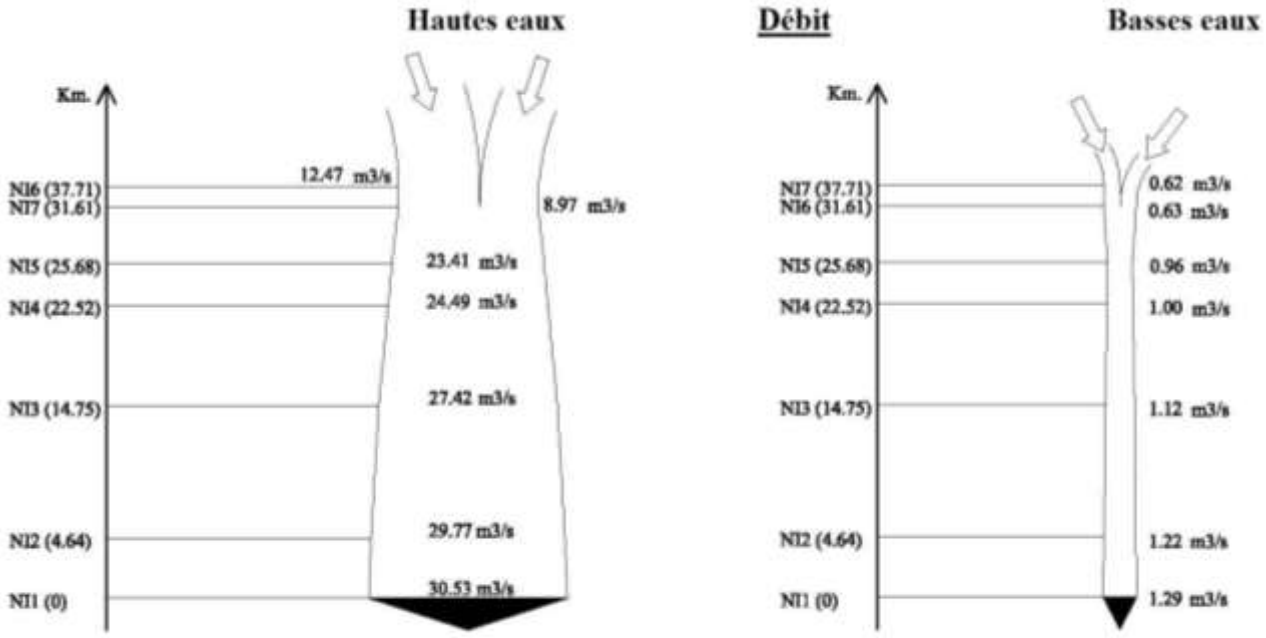


Figure 71 : Évolution amont-aval des flux moyens annuels de calcium dans les 7 stations du BVRI en période de hautes eaux et de basses eaux respectivement pour l'année d'étude s'étalant de juin 2012 au mois de mai 2013

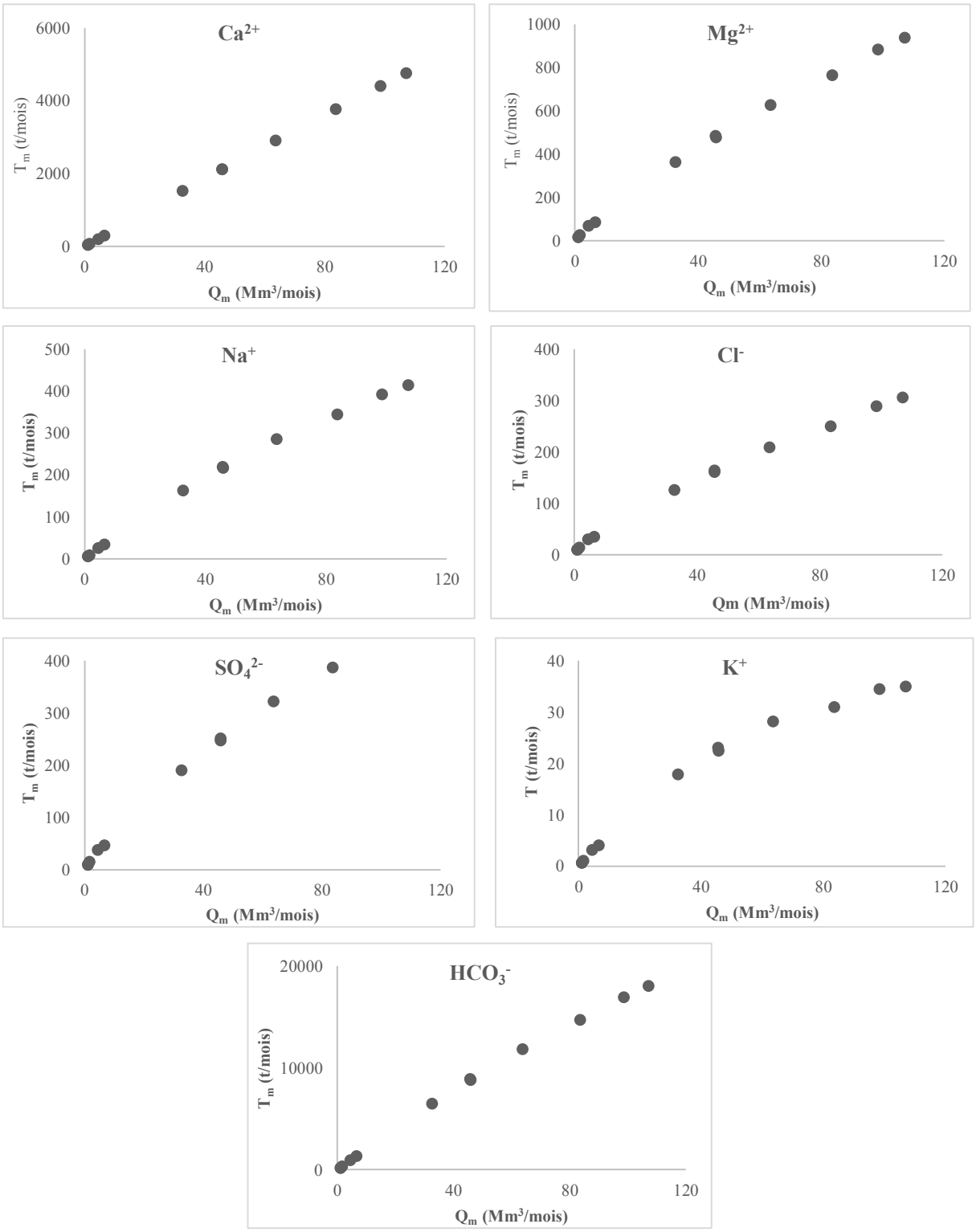


Figure 72 : Relations entre les flux de matières en solution exportés mois par mois et les débits mensuels de l'Ibrahim

4.3.2.3. Relations entre les flux mensuels et les débits

À partir des flux de matières en solutions calculés pour chaque mois et les volumes d'eau mensuels écoulés sur l'Ibrahim, nous avons établi les relations « flux de matières dissoutes-débit » (Figure 72 page 116). Ces relations nous montrent que les flux en solution exportés par l'Ibrahim sont directement proportionnels au débit, même si pour le potassium, les flux tendent vers un maximum lors des forts débits.

CONCLUSION

L'objectif principal de ce chapitre était de mieux caractériser les eaux de la Rivière Ibrahim. La composition chimique des eaux de ce cours d'eau est contrôlée par la lithologie carbonatée du bassin et plus précisément par celle des sources karstiques Afka et Roueiss. L'évolution des concentrations mesurées au cours du cycle hydrologique a montré une diminution des concentrations durant la période de hautes eaux. Cette diminution est attribuée à une dilution des eaux de la rivière par les eaux de pluies et de fonte des neiges.

Les relations « débits-concentrations » nous ont permis d'identifier l'origine profonde ou superficielle des différents éléments mesurés en solution dans les eaux de la rivière. À partir des débits et de concentrations mesurées, nous avons pu estimer en utilisant la méthode des bilans partiels les flux des différents éléments transportés en solution.

Le tonnage annuel de matériaux exportés au cours de la période d'étude nous montre que les eaux de la Rivière Ibrahim sont carbonatées calciques avec environ 80% de matières exportées en période de hautes eaux. La comparaison de ces flux calculés pour les différentes stations nous a permis notamment de montrer que les chlorures et les sulfates avaient une origine principalement atmosphérique. Les bilans amont-aval effectués de station à station nous ont permis de calculer les apports résiduels et de mettre en évidence des pertes au sein du cours d'eau ou des apports supplémentaires issus de rejets anthropiques ou de lessivage des sols agricoles. Ces apports latéraux apportent une contribution non négligeable au flux total observé à l'embouchure.

L'ensemble des résultats exposés dans ce chapitre montre la complexité de travailler sur un système karstique comme celui du BVRI, car les sources karstiques exercent un contrôle hydrologique et géochimique majeur sur le cours d'eau d'eau principal. Mais c'est aussi là tout l'intérêt d'un bassin versant karstique comme celui de l'Ibrahim.

CHAPITRE V

COMPOSITION PHYSICO-CHIMIQUE DES SÉDIMENTS ET FACTEURS D'ENRICHISSEMENT

INTRODUCTION : LES SÉDIMENTS DE FOND

Au sein d'un écosystème aquatique, outre la connaissance de la composition physico-chimique des eaux d'une rivière (étudié précédemment dans le chapitre 4), la connaissance de la composition chimique des matières en suspension (MES) et des sédiments de fond (SF) semble primordiale pour mieux comprendre la qualité des eaux qui drainent une rivière. Les sédiments de fonds sont en équilibre avec les MES et ils résultent de leur sédimentation quand la compétence du courant diminue. Gaiero et al. (2003) ont d'ailleurs montré que les fractions les plus fines (inférieures à 63 μm) des SF avaient des compositions chimiques très proches de celles des MES. Mais il est plus facile de collecter des SF, toujours plus abondants, dans un cours d'eau que des MES, plus difficiles à collecter. Ce chapitre s'intéresse donc à la composition en éléments traces métalliques dans les fractions fines des SF, dont certains figurent dans les listes prioritaires des conventions et réglementations internationales (comme le Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd et Pb), du fait de leurs propriétés toxiques. Nous avons ciblé une large gamme d'éléments traces pour établir une base de données sur le BVRI. À part les éléments traces, nous nous sommes également intéressés aux terres rares, ou « Rare Earth Elements » (REE), vu leurs propriétés physiques et chimiques leur permettant d'être des bons traceurs dans les études géochimiques en général, et sédimentaires en particulier (Mclennan, 1989).

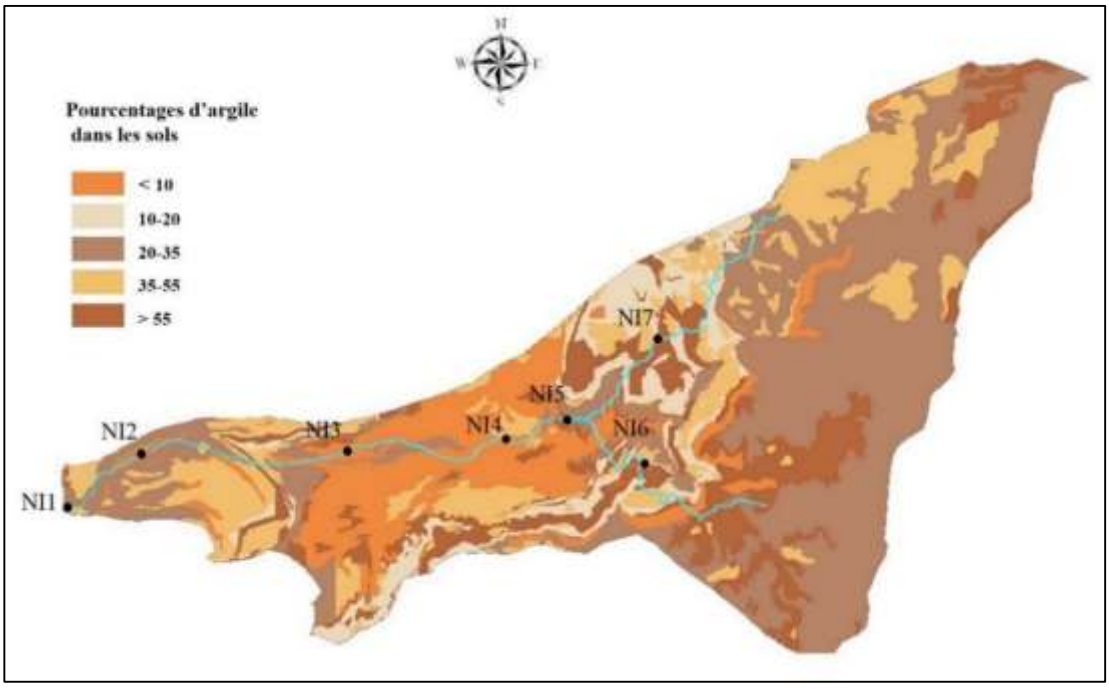
Tous les sédiments contiennent naturellement des éléments traces métalliques, et dont la présence n'est pas forcément indicatrice de pollution. La concentration de métaux lourds et métalloïdes dans les sédiments est d'abord liée à la géologie des roches à partir desquelles ce sédiment est formé, en d'autres termes au fond géochimique naturel. Les études existantes sur le

BVRI avaient été consacrées aux teneurs en métaux lourds dans les sédiments et les eaux. Dans notre étude on ne dispose pas de données de base sur le fond géochimique du BVRI ni des bassins voisins libanais. Pour disposer de données, nous avons tenté d'utiliser des échantillons des roches mères prélevées dans les bassins versants des deux sources Afka et Roueiss, pris comme référence. À noter que toutes les analyses ont été effectuées sur les fractions inférieures à 63 µm de manière à standardiser les résultats pour qu'ils soient comparables d'une station à l'autre, et de manière à se rapprocher de la composition chimique des MES comme l'ont montré Gaiero et al. (2003).

5.1. Granulométrie et microgranulométrie

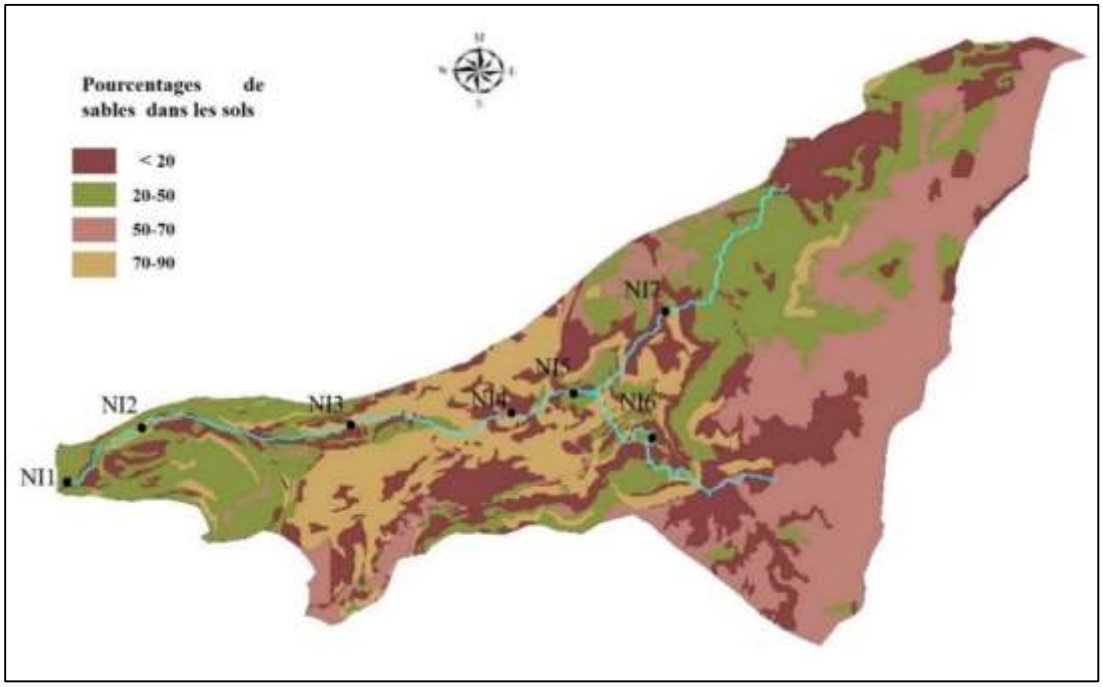
5.1.1. Les sols du bassin versant de l'Ibrahim

Les cartes ci-dessous représentent la répartition des teneurs (en %) en argile (Figure 73) et en sable (Figure 74) dans les sols du BVRI. Ces deux cartes ont été produites par Zoughaib (2013) à partir des données des cartes de sols élaborées par Darwish et al. en 2006. On peut y voir qu'il y a présence de fraction argileuse abondante (35-55%) au niveau de l'embouchure et en amont du bassin et que les zones dans la partie avale sont couvertes de fraction argileuse (< 10%). Ces zones dont les sols présentent des teneurs faibles en argile sont aussi les zones où le taux de sable atteint le maximum.



Source : Zoughaib, 2013

Figure 73 : Distribution du % d'argiles dans les sols du bassin versant de la Rivière Ibrahim



Source : Zoughaib, 2013

Figure 74 : Distribution du % de sables dans les sols du bassin versant de la Rivière Ibrahim

5.1.2. Les sédiments de fond

Afin d'étudier la texture des sédiments de fond du BVRI, nous avons utilisé le logiciel R pour tracer le diagramme ternaire proposé par Shepard (1954) et Pejrup (1988) pour la classification des sédiments en fonction de leur texture. Pour cela à partir des résultats obtenus par granulométrie laser, nous avons calculé le pourcentage des différentes fractions (< 2 µm, 2 à 20 µm, 20 à 63 µm, 63 à 200 µm et 200 à 2000 µm) par rapport au poids initial de la fraction présente dans l'échantillon. La prise d'essai correspond à une pincée de quelques milligrammes prélevés à l'aide d'une spatule, mais elle n'est jamais pesée avant d'effectuer la mesure granulométrique. Ainsi nous avons tracé un premier diagramme pour l'ensemble des fractions (fines : 0 à 63 µm, grossières : 63 à 200 µm, et très grossières : 200 à 2000 µm) puis nous avons détaillé les fractions les plus fines (argiles : < 2 µm, limon fin : 2 à 20 µm et limon grossier : 20 à 67 µm) sur un autre diagramme pour les deux campagnes d'échantillonnages effectuées, l'une au mois de décembre (nommé NIZD) et l'autre, au mois d'avril (nommé NIZA) respectivement (Z étant le numéro de la station) (Figure 75 et 76). Rappelons ici que le mois d'avril correspond à la période des basses eaux et le mois de décembre à celle des hautes eaux.

- Le triangle des textures pour l'ensemble des fractions fines et grossières montre clairement que les fractions fines (<63 µm) sont plus importantes en décembre qu'en avril, avec des pourcentages qui oscillent autour de 56% à l'exception des stations NI4 et NI5 où le pourcentage varie de 15% à 19%. La station NI7 présente le pourcentage le plus élevé de fractions fines, aussi bien en décembre qu'en avril. À l'exception des stations NI4 et NI3 en décembre, les % de fractions limoneuses restent faibles. L'ensemble des autres stations s'aligne autour d'une droite allant d'un pôle très grossier (sableux) en avril vers un pôle plutôt fin (argileux) en décembre. En avril le pourcentage de la fraction argileuse ne constitue que 15% en moyenne de l'ensemble des fractions avec toujours un pourcentage très élevé au niveau de la station NI7, ce qui était attendu, car les échantillons bruts de sédiment de la station NI7 étaient constitués de craie. La fraction limoneuse est pratiquement la même durant les deux périodes, avec un pourcentage qui oscille autour de 25%. Cependant les stations NI3 et NI4 qui présentaient des fractions argileuses très faibles, présentent les fractions limoneuses les plus élevées : 50 et 56% respectivement.

- Le triangle des textures pour les fractions les plus fines (<63 µm) nous montre une variation moins importante entre les deux périodes avril et décembre : les fractions granulométriques vont d'un pôle limon fin - argile (qui est inférieur à 20%) vers un pôle limon grossier, le pourcentage d'argiles (< 2 µm) restant inférieur à 25%. La station NI6 présente des fractions argileuses quatre fois plus importantes en période de basses eaux qu'en période de hautes eaux. Ce résultat nous montre bien que c'est le karst qui est la principale source d'apport de ces fractions les plus fines.

Si l'on compare les résultats obtenus à partir de nos analyses granulométriques à ceux obtenus par Zoughaib en (2013) pour les sols du bassin versant (Figure 73 et 74), on remarque que les sédiments de fond collectés dans les cours d'eau reflètent bien la granulométrie moyenne des sols du bassin versant.

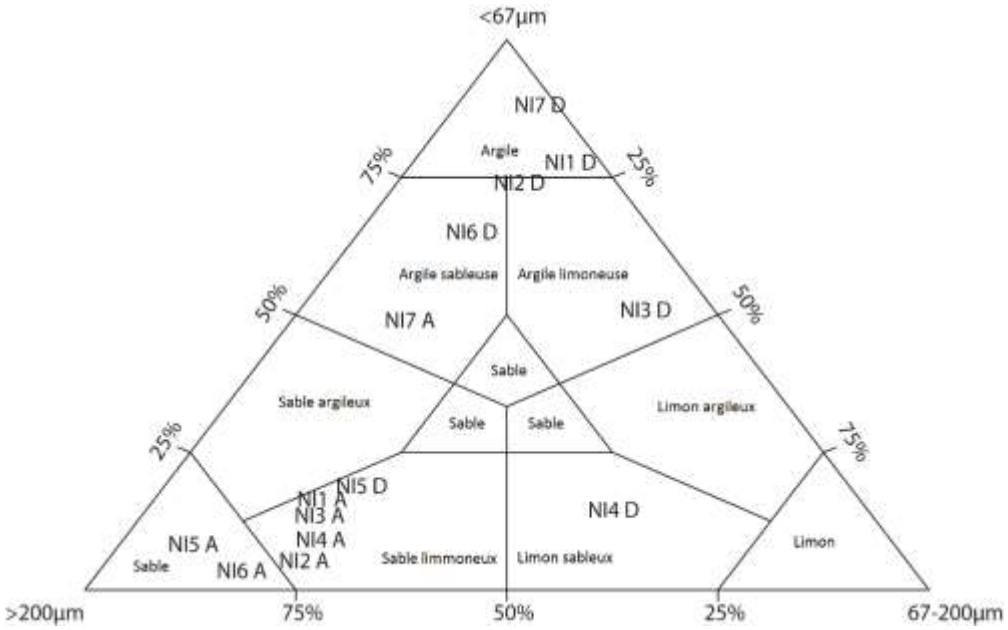


Figure 75 : Diagramme ternaire textural des sédiments de fond des 7 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

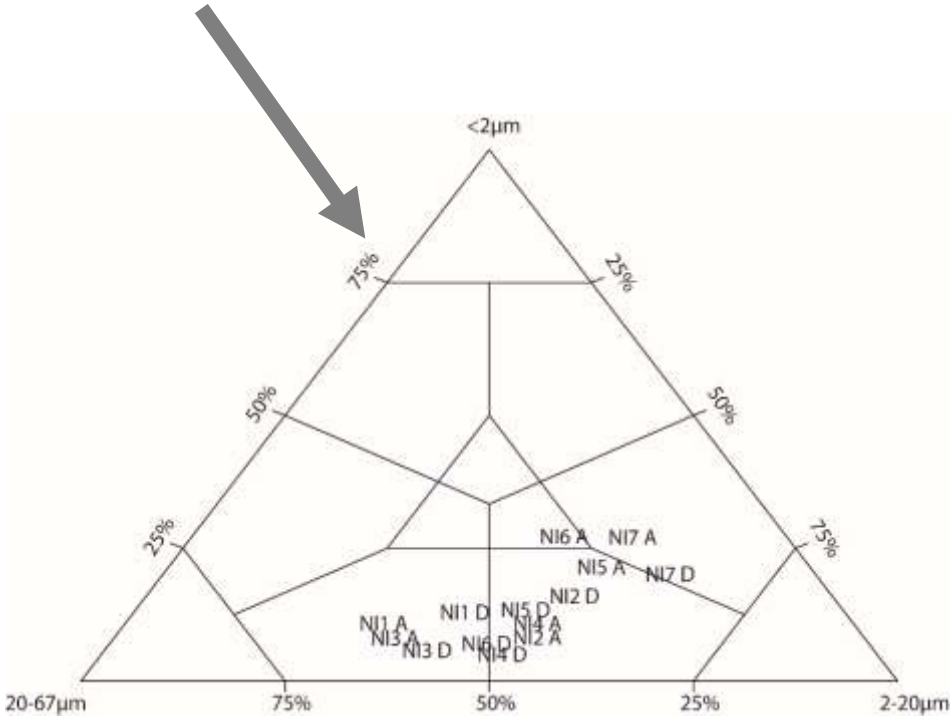


Figure 76 : Diagramme ternaire textural des fractions les plus fines (<63 µm) des sédiments de fond des 7 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

5.2. Surfaces spécifiques (SS)

Les valeurs des surfaces spécifiques SS) des sédiments de fond de la Rivière Ibrahim sont comprises entre 7 et 18 $m^2.g^{-1}$ pour les deux périodes d'échantillonnage, avec une moyenne de 14 $m^2.g^{-1}$ pour la période de décembre, et de 11 $m^2.g^{-1}$ pour la période d'avril.

En théorie, les fractions granulométriques les plus fines présentent des SS plus élevée et inversement, les fractions les plus grossières ont des SS très faibles. Autrement dit les sédiments les plus fins ont une capacité plus importante que les sédiments grossiers à fixer les éléments et les polluants (Clerc, 2008). Mais dans notre région d'étude, nous observons que les stations NI6 et NI7 qui présentent la proportion la plus élevée de fractions fines (<2 µm), montrent les SS les plus faibles. Pour les deux missions, la station NI5 présente la valeur de SS la plus élevée de toutes les stations, et la SS diminue progressivement en allant vers l'embouchure (Table XIX).

	Mission de décembre				Mission d'avril			
Station	**A (%)**	**LF (%)**	**A+LF (%)**	**SS (m^2/g^{-1})**	**A (%)**	**LF (%)**	**A+LF (%)**	**SS (m^2/g^{-1})**
NI1	13	40,5	53,5	15,6	9,6	32,3	41,9	7,5
NI2	16,1	52,4	68,5	16,6	9,7	51,1	60,8	6,7
NI3	7,2	38,7	46,0	15,5	8,2	34,4	42,5	9,8
NI4	6,2	48,5	54,6	16,8	10,9	50,4	61,4	17,2
NI5	12,1	48,4	60,5	16,6	21,6	52,9	74,5	18,5
NI6	7,1	46,1	53,2	6,9	27,3	45,5	72,8	8,2
NI7	20,2	62,0	82,3	10,3	27,2	54,0	81,1	8,7

A (%) = pourcentage d'argile dans la fraction fine (<63 m) des SF du BVRI
LF (%) = pourcentage de limons fins dans la fraction fine (<63 m) des SF du BVRI
SS= Surface spécifique mesurée dans la fraction fine des SF du BVRI

Table XIX : Surfaces spécifiques et pourcentage de la fraction fine (>2 µm) des sédiments de fond de la Rivière Ibrahim pour les deux missions de décembre et d'avril

La relation entre les surfaces spécifiques et les pourcentages des fractions fines (argiles et limons fins) des sédiments de fond du BVRI montre clairement l'augmentation des SS en fonction des A et des LF (Figure 77) pour toutes les stations, à l'exception de la station NI2A. Les SS mesurées sur les sédiments de fond du BVRI varient dans les mêmes ordres de grandeur que celles mesurées par Sow (2008) sur la Garonne en France. Une fois de plus, les valeurs de NI2A

s'écartent de l'ensemble des stations, et le modèle empirique que nous avons pu ajuster aux différentes variables est le suivant : SS ($m^2.g^{-1}$) = 0,06%LF – 0,8%A – 6,84.
Ce modèle très proche de celui ajusté par Sow (2008) aux sédiments de la Garonne :
SS ($m^2.g^{-1}$) = 0,122*%LF + 0,83*%A + 7,12.

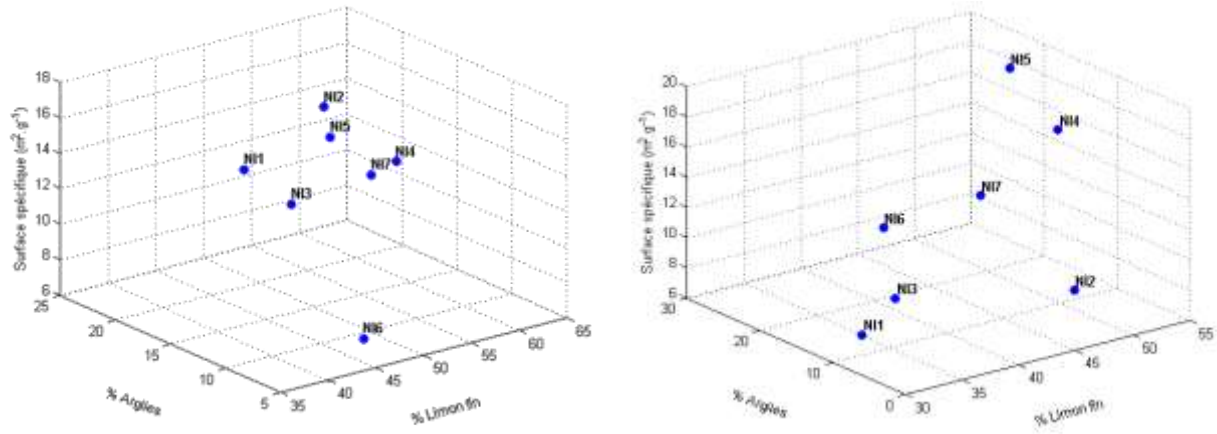


Figure 77 : Relation en 3D entre les surfaces spécifiques et les pourcentages de limons et d'argiles dans les sédiments de fond du BVRI en période de hautes eaux (à droite) et de basses eaux (à gauche)

Durant la période des hautes eaux, une différence fondamentale existe entre les valeurs des SS des particules qui sortent du karst et celles que l'on retrouve à l'aval du bassin. Ainsi il est possible de distinguer deux types de particules :

- les particules retrouvées à la sortie des sources, qui viennent du karst. Ce sont des particules carbonatées qui ne sont pas forcément des particules très fines. Celles-ci présentent des SS relativement faibles (entre 7 et 10 m^2/g^{-1}),
- les particules en provenance du bassin versant lui-même et qui sont alimentées par l'érosion mécanique et pour lesquelles les SS sont très élevées. Ces particules ont donc une capacité de transport des polluants plus élevée que les particules du karst.

Cette même distribution est observée en période de basses eaux pour toutes les stations à l'exception des stations NI4 et NI5 qui présentent des SS très élevées de 17 et 18 m^2/g^{-1}. Ceci est inattendu pour ces stations qui présentent une granulométrie fine avec un pourcentage d'argile assez élevé par rapport aux autres stations (11 et 22%). La seule explication qui permettrait d'expliquer ces valeurs anormales observées en NI4 et NI5, est qu'à ce niveau-là, la pente du cours

d'eau diminue par rapport aux zones amont, et qu'en période de basses eaux, les faibles débits d'eau n'ont pas d'effet majeur sur le changement de la granulométrie des particules. Les barrages en NI3 et NI2 contribuent à une granulométrie plus fine des sédiments.

5.3. Composition en éléments majeurs

Nous avons regroupé les éléments majeurs en trois groupes : les silicates (SiO_2), les oxydes de fer et d'aluminium (Fe_2O_3+Al_2O_3) et les cations (CaO+MgO+Na_2O+K_2O) pour tracer les diagrammes ternaires relatifs à chacune des deux campagnes d'échantillonnage, avril (A) et décembre (D).

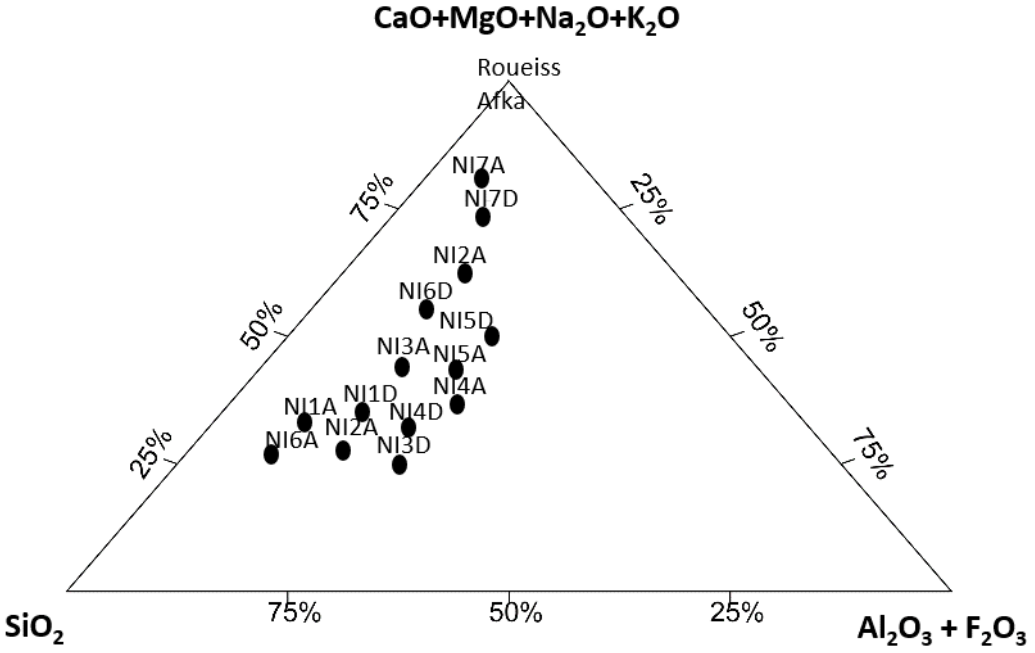


Figure 78 : Diagramme ternaire de composition des éléments majeurs des sédiments du fond du BVRI (NI1 à NI7) collectés au cours des deux campagnes (avril, A et décembre, D) et des deux échantillons de roches calcaires collectés en amont du bassin, Afka et Roueiss.

Le diagramme ternaire (Figure 78) nous montre que la composition chimique en éléments majeurs des sédiments du fond du BVRI varie d'un pôle carbonaté vers pôle silicaté. Le nuage de points de l'ensemble des échantillons dessine un arc de cercle en passant d'un pôle carbonaté vers un pôle silicaté avec un léger enrichissement relatif en oxydes pour les stations intermédiaires (NI3, NI4 et NI5). Les échantillons sont en moyenne fortement enrichis en carbonates (Σ CaO+MgO+Na_2O+K_2O $_{moy}$ = 52,8%), viennent ensuite les silicates (SiO_2 $_{moy}$ = 33,95%) et le

groupement $Al_2O_3+Fe_2O_{3\ moy}$ = 13,47%. Les pourcentages les plus élevées en SiO_2 se trouvent à l'embouchure (N1D) et ces pourcentages diminuent progressivement pour s'élever en arrivant à l'amont de la rivière. Les roches Afka et Roueiss se trouvent sur le pôle cationique, reflétant bien la nature carbonatée des roches karstiques du BVRI. La station NI7 (avril et décembre) se trouve très proche des roches avec des % faibles en silice et aluminosilicates. Les échantillons qui s'éloignent des sources s'enrichissent progressivement en silice tout en restant à des % inférieurs à 20% de silice. Une grande différence existe pour la station NI6 où le % de silice en avril est le double de celui observé en décembre. Ceci signifie qu'en hautes eaux, les eaux de la source Roueiss apportent une contribution importante de silice. La station NI7 montre toujours des % plus élevées en cations qu'en NI6.

5.4. Analyse élémentaire C et N

La teneur en carbone organique dans les sédiments ou dans les sols est en grande partie influencée par la végétation et les types de sols. Selon Singh et al., (2010), la végétation est la principale source de carbone dans les sols. Un couvert forestier important favorise la protection des sols contre l'érosion physique et assure donc une rétention plus importante des sédiments de crue qui peuvent contenir différents éléments, tels le phosphore, l'azote, le carbone, d'autres éléments et même des polluants. Les métaux sont fortement corrélés aux oxydes de fer et au carbone organique, car ces composés ont de fortes capacités d'échange cationique et donc un potentiel d'adsorption et de complexation important. Outre cela, les teneurs de C et N dans les sédiments donnent une idée sur la nature de la matière organique et son degré d'évolution (état de dégradation, maturité) dans les sédiments. Plus le rapport C/N est élevé, plus les matières organiques sont évoluées. Alors qu'avec un rapport moins élevé, les matières organiques sont moins dégradées.

Dans les sédiments du BVRI, le rapport C/N varie autour de 10 caractéristiques de MO peu évoluées avec néanmoins, une différence de ratio pour les sédiments de la source Roueiss. Celle-ci présente un rapport très élevé, autour de 11,4 en période de hautes eaux et de 14,3 en période de basses eaux. Le pourcentage de carbone est fortement corrélé au pourcentage d'azote.

On peut observer une très forte corrélation entre le ratio C/N et le pourcentage d'azote et de carbone dans les sédiments (figure79). De plus nous pouvons remarquer que le rapport C/N est

fonction de la couverture forestière. On peut d'ailleurs ajuster à cette relation un modèle linéaire de la forme : C/N (%) = 6,3116 + (54,02/% Forêts) (R^2 = 0,61 et p <0,01).

Aucune corrélation n'existe entre la granulométrie des sédiments et le pourcentage de carbone mesuré. Par contre, des coefficients de corrélation très élevés existent entre le pourcentage de C et le Pb et Cs (Table XX). Ces corrélations montrent bien les fortes associations entre les métaux et la matière organique qui joue souvent le rôle de piège à polluants (Hissler et Probst, 2006).

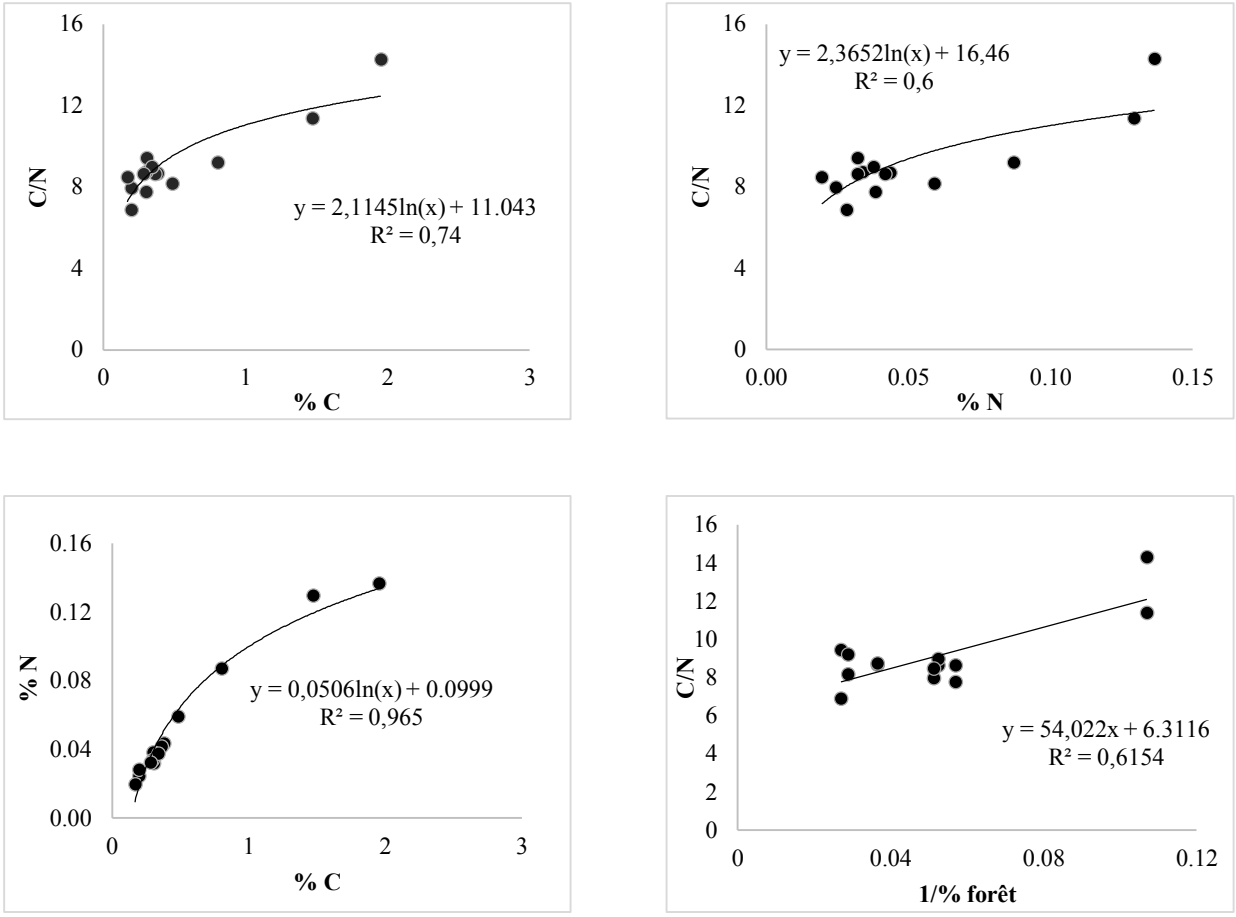


Figure 79 : Relations établies entre le ratio C/N, le % d'azote, de carbones et le pourcentage des surfaces couvertes par des forêts dans les SF du BVRI

	As	Ba	Be	Cd	Co	Cr	Cs	Cu	Nb	Ni	Pb	Sc	Sn	Sr
% C	0,23	0,40	0,25	0,03	-0,35	-0,31	0,77	-0,31	-0,19	-0,26	0,61	-0,24	-0,07	-0,67

Table XX : Coefficients de corrélation entre les concentrations des ET mesurées et le % de Carbone

5.5. Les terres rares

Les terres rares (ou *Rare Earth Elements REE*) représentent la famille des lanthanides appartenant au groupe IIIA de la classissification périodique des éléments. Il s'agit d'une série de 15 éléments allant du lanthane (La) au lutécium (Lu) (Figure 80 en gris). L'intérêt de ces éléments réside dans le fait qu'ils ont été largement utilisés comme véritables traceurs géochimiques, et qui permettent la compréhension de l'évolution chimique de la croûte terrestre (Goldestein et Jacobson ; 1988).

H																	He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg											AL	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La-Lu *	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	TI	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac-Lf**	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg							

* Lanthanides														
La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
** Actinides														
Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr

Figure 80 : Les terres rares (en gris) dans le tableau périodique des éléments de Mendeleïev

Cette famille est généralement divisée en deux sous-groupes : les terres rares légères (du La à l'Eu) (LREE Light Rare Earth Elements) et les terres rares lourdes (du Gd au Lu) (HREE Heavy Rare Earth Elements). Parfois elle est divisée en trois sous-groupes : les terres rares légères (du La au Nd), les terres rares intermédiaires (du Sm à Tb) et les terres rares lourdes (du Dy au Lu).

Tous les éléments appartenant à cette famille sont caractérisés par des propriétés physiques et chimiques identiques et par un grand rayon ionique qui décroit progressivement avec l'augmentation du rayon atomique. Ils présentent tous le même degré d'oxydation +III leur conférant une grande stabilité, étant donné que l'énergie d'ionisation nécessaire pour le départ d'un électron est très élevée dans des conditions normales de température et de pression. Toutefois deux REE échappent à cette règle : l'Eu et le Ce, et qui sont capable de changer leur état d'oxydation :

- l'Eu dans des conditions fortement réductrices peut exister à l'état d'oxydation + II (Eu^{2+}). Ce passage est très rare dans les conditions normales de température et de pression et se retrouve préférentiellement dans les fluides à haute température (>200 °C) tels que les fluides métamorphiques. Toutefois dans les rivières, la forme Eu^{3+} domine (Tremblay, 1997).
- De même le Ce peut sous certaines conditions passer de l'état Ce^{3+} à l'état Ce^{4+} avec un potentiel redox très élevé.

Ce changement dans l'état d'oxydation de ces deux REE modifie leur comportement géochimique par rapport aux autres REE, engendrant ainsi des anomalies négatives ou positives. Ces anomalies en Europium et en Cérium ont été déterminées par le calcul des formules proposées par Mclennan (1989) et Wright et al., (1987) respectivement, en comparant leur concentration avec celles de leurs voisins dans la classification périodique :

$$Eu^{*}= Eu_N/(Sm_N*Gd_N)^{1/2} \text{ avec N= normalisé}$$

$$Ce^{*}= Ce_N/(2La_N+Nd_N)+2/3$$

Des rapports supérieurs ou inférieurs à 1 indiquent respectivement des anomalies positives ou négatives.

Dans la partie suivante, nous exposons l'analyse des terres rares, leurs concentrations et leurs variations avec les caractéristiques du bassin, en vue de comprendre leur origine.

5.5.1. Concentrations en terres rares et variabilité saisonnière

Les concentrations en terres rares dans les sédiments de fond du BVRI sont reportées dans la table XXI et sur la figure 81 pour chacune des 7 stations. Ces résultats montrent que les terres rares présentent globalement la même distribution dans les 7 stations du BVRI. Leurs

concentrations sont classées par ordre croissant ainsi: Ce > La > Nd > Pr > Sm > Gd > Dy > Er > Yb > Eu > Ho > Tb > Lu > Tm. Ces éléments suivent le même ordre que dans les « Post Archean Australian Shales » (PAAS) (Taylor et McLennon, 1985), et à un degré moindre que dans le North American Shale Composite (NASC) (Haskin et al., 1968 ; Gromet et al., 1984) (Table XXI), tous deux considérés dans cette étude comme référence pour comparaison.

En effet les valeurs des sept stations traduisent l'homogénéité de notre bassin d'étude qui est petit et où la lithologie du bassin relativement homogène et dominée par les roches carbonatées, comme a pu l'observer aussi N'Guessan (2008) sur le bassin de la Garonne. Les concentrations en LREE sont beaucoup plus élevées que les MREE, elles-mêmes plus élevées que les HREE.

	Concentrations des terres rares (%)							
	Sédiments de fond du BVRI				**Afka**	**Roueiss**	**PAAS***	**NASC***
	Max	**Min**	**Moy**	**Méd**	**Moy**	**Moy**	**Moy**	**Moy**
La	16,84	4,64	12,96	13,89	1,11	0,18	38,2	32
Ce	35,55	9,93	27,66	29,76	2,32	0,32	79,6	73
Pr	4,33	1,20	3,44	3,67	0,28	0,04	8,83	7,9
Nd	17,86	4,71	14,13	15,27	1,00	0,17	33,90	33
Sm	4,31	1,02	3,24	3,54	0,18	0,04	5,55	5,7
Eu	1,28	0,28	0,92	1,04	0,05	0,01	1,08	1,24
Gd	4,44	0,96	3,16	3,41	0,16	0,03	4,66	5,2
Tb	0,76	0,14	0,52	0,54	0,02	0,01	0,77	0,85
Dy	5,30	0,87	3,33	3,29	0,14	0,03	4,68	5,8
Ho	1,26	0,18	0,72	0,67	0,03	0,01	0,99	1,04
Er	3,66	0,47	2	1,74	0,06	0,02	2,85	3,40
Tm	0,59	0,07	0,30	0,25	0,01	0	0,41	0,50
Yb	4,43	0,43	2,16	1,68	0,06	0,02	2,82	3,10
Lu	0,75	0,07	0,35	0,26	0,01	0,003	0,43	0,48

*NASC et PAAS Piper and Bau, 2013

Table XXI : Concentrations des terres rares dans les sédiments de fond du BVRI comparées aux concentrations trouvées dans les roches mères d'Afka et de Roueiss et aux teneurs moyennes trouvées dans le monde

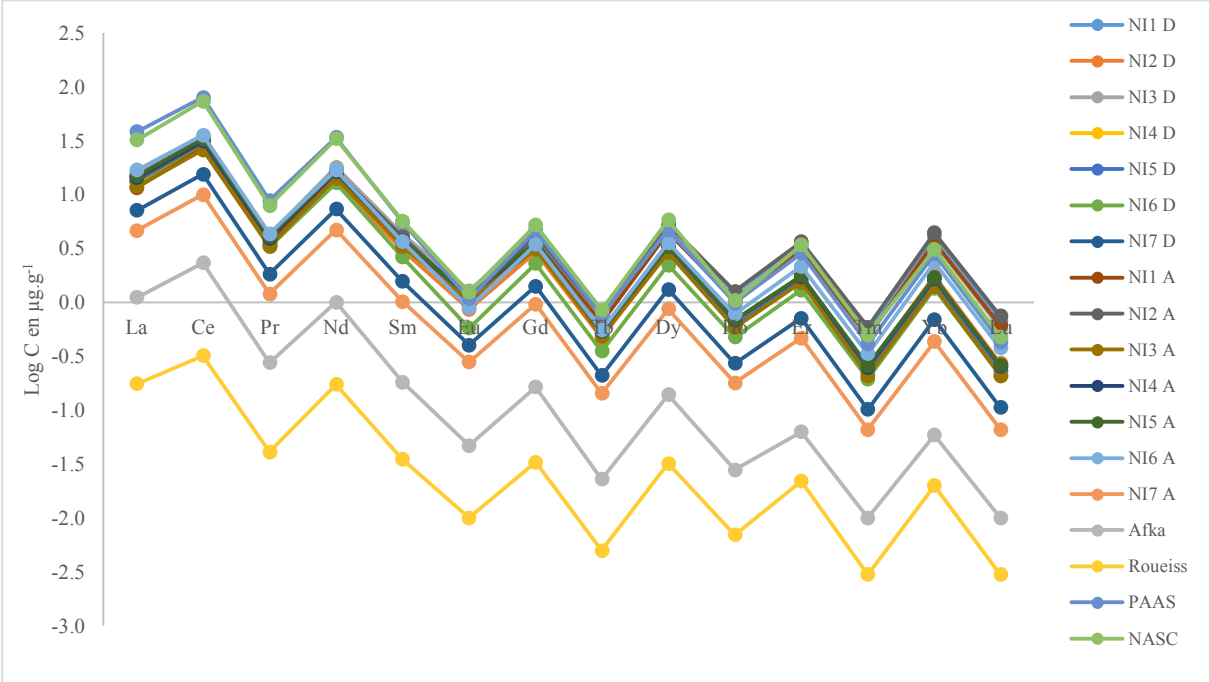


Figure 81 : Concentrations des terres rares dans les sédiments de fond des différentes stations (NI1 à NI7) du BVRI et au cours des deux campagnes de prélèvement (A-avril et D-décembre)

Sur cette figure, on a rajouté les deux échantillons de roches prélevés à Afka et Roueiss, ainsi que les références PAAS et NASC.

Si l'on compare les concentrations dans les 7 stations, l'échantillon NI7 présente les valeurs les plus basses pour les deux missions d'avril et de décembre. La valeur maximale des terres rares est observée sur le site NI6 en avril (Ce 35,5 $\mu g.g^{-1}$) et la valeur minimale sur le site NI7 également en avril (Tm 0,07 $\mu g.g^{-1}$). Les teneurs moyennes des terres rares variant de 0,30 $\mu g.g^{-1}$ pour le Tm à 27,66 $\mu g.g^{-1}$ pour le Ce. Ces teneurs varient dans l'espace depuis la source jusqu'à l'embouchure avec un rapport max/min égal à 6, mais ne varient quasiment pas entre les saisons (Figure 82).

La table XXII regroupe les coefficients de corrélation entre les différentes REE dans les sédiments de fond du BVRI pour l'ensemble des 7 stations et des deux missions (avril et décembre). On remarque qu'à l'intérieur d'un même groupe (LREE, MREE et HREE), les REE présentent des coefficients de corrélations très élevées. Entre autres, les LREE (La, Ce, Pr et Nd) sont fortement corrélés avec des r^2 compris entre 0,98 et 0,99. Pour les terres rares lourdes ou HREE (Dy, Ho, Er, Tm, Yb et Lu) on observe des coefficients de corrélation aussi très élevés, variant entre 0,98 et 1. Les REE intermédiaires présentent des coefficients compris entre 0,87 et 0,99. Cela exprime le fractionnement entre les terres rares légères et les terres rares lourdes,

comme l'a déjà observé N'Guessan (2008) sur les sédiments de fond des rivières gasconnes dans le bassin de la Garonne.

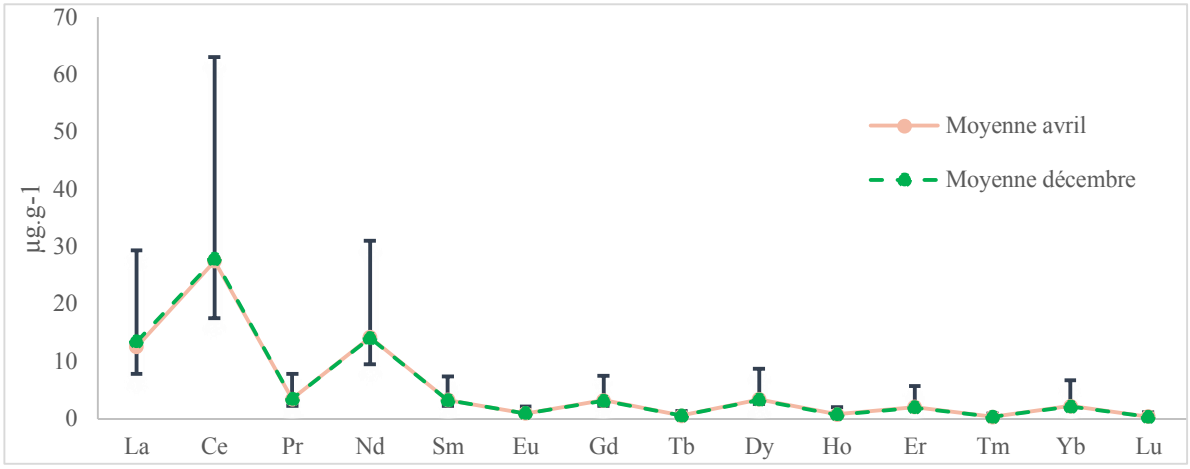


Figure 82 : Schématisation des concentrations moyennes (moyennes des 7 stations) en REE et des valeurs maximales et minimales des REE dans les sédiments de fond du BVRI entre la mission de décembre et d'avril

	La	**Ce**	**Pr**	**Nd**	**Sm**	**Eu**	**Gd**	**Tb**	**Dy**	**Ho**	**Er**	**Tm**	**Yb**	**Lu**
La	1													
Ce	0,98	1												
Pr	0,98	0,99	1											
Nd	0,96	0,97	0,99	1										
Sm	0,90	0,92	0,96	0,98	1									
Eu	0,84	0,84	0,89	0,93	0,95	1								
Gd	0,85	0,87	0,92	0,95	0,99	0,94	1							
Tb	0,77	0,80	0,85	0,89	0,95	0,87	0,98	1						
Dy	0,71	0,74	0,80	0,84	0,90	0,80	0,95	0,99	1					
Ho	0,64	0,68	0,74	0,78	0,85	0,73	0,91	0,97	0,99	1				
Er	0,60	0,64	0,70	0,73	0,81	0,68	0,87	0,95	0,98	0,99	1			
Tm	0,55	0,60	0,66	0,69	0,77	0,62	0,84	0,93	0,97	0,99	0,99	1		
Yb	0,51	0,56	0,62	0,65	0,74	0,59	0,81	0,91	0,95	0,98	0,99	0,99	1	
Lu	0,49	0,53	0,59	0,62	0,71	0,56	0,79	0,89	0,94	0,97	0,99	0,99	0,99	1

Table XXII : Matrice de corrélation (r^2, n=14) des REE dans les sédiments de fond du BVRI

Afin de normaliser ce fractionnement, la procédure proposée par Coryell et al. (1966) a été adoptée. D'après Riou (1999), cette procédure de normalisation est intéressante « pour éliminer les variations absolues de concentrations en REE issues de la nucléosynthèse et de ne faire apparaître que celles liées aux processus géochimiques ». Cette méthode consiste à diviser les concentrations de chaque REE analysée par celles d'une référence. Les références les plus utilisées dans la littérature sont (d'après Riou, 1999) :

- les météorites chondritiques et le manteau primitif pour les concentrations en REE mesurées dans les roches ignées,
- les shales dont deux compositions NASC (North American Shale Composite) et le PAAS (Post Archean Australian Shale) sont les plus utilisées pour les concentrations en REE dans les sédiments et les eaux naturelles. Le NASC qui représente un composite de 40 shales provenant d'Amérique du Nord. Le PAAS, lui, est la moyenne de 23 échantillons de shales d'Australie. Les teneurs en REE de ces deux références sont reportées dans la table XXII.

Les teneurs des REE des deux références sont à peu près identiques sauf que les LREE sont légèrement plus élevées pour le PAAS que pour le NASC.

5.5.2. Distribution des profils de REE normalisées par rapport au PAAS

Dans notre cas, nous nous sommes référés au PAAS (Post Archean Australian Shale) qui est fréquemment utilisé dans l'étude des terres rares dans les sédiments marins ou fluviatiles (Leleyter, 1999 ; Roussiez et al., 2005 ; N'Guessan, 2008).

Pour un profil plat, on supposera que les REE de nos sédiments se trouvent dans les mêmes proportions les unes par rapport aux autres ainsi que dans la référence. Il n'y a donc pas dans ce cas-là de fractionnement entre LREE et HREE. Par contre, la présence d'un profil décroissant ou croissant en allant du La au Lu indiquent un fractionnement entre LREE et HREE, montrant respectivement un enrichissement ou un appauvrissement en LREE par rapport au matériel pris comme référence (Riou, 1999), en l'occurrence ici le PAAS. Le fractionnement entre les terres rares légères et lourdes peut aussi être apprécié à partir du rapport $(La/Yb)_N$. Un rapport supérieur à 1 traduit un enrichissement en LREE par rapport aux HREE alors qu'un rapport inférieur à 1 traduit un enrichissement en HREE par rapport aux LREE. Les anomalies créées par les degrés d'oxydation de l'Eu et le Ce sont calculées par les formules citées ci-dessus.

La normalisation des REE des sédiments du BVRI par rapport au PAAS montre globalement un appauvrissement par rapport au PAAS avec des profils de distributions identiques pour toutes les stations (Figure 83).

Les REE des sédiments du BVRI présentent un appauvrissement en REE légères par rapport aux HREE. Cet appauvrissement est moins marqué au niveau des deux stations amont, NI6 et NI7. Il peut être expliqué par la proximité de ces deux stations aux sources karstiques. Ce fractionnement LREE/HREE augmente de l'amont vers l'aval.

De plus, les profils présentent tous une anomalie positive en Europium. Ceci n'est pas anormal dans le cas des bassins carbonatés riches en Europium, élément qui possède un rayon atomique très proche du calcium et qui vient de ce fait s'y substituer.

Les valeurs du fractionnement (La/Yb) normalisé oscillent autour de 0,40 avec un maximum de 0,57 et un minimum de 0,16 traduisant aussi ce léger enrichissement en HREE (Table XXIII).

Anomalies	$(La/Yb)_N$	Ce*	Eu*
Moy	0,55	0,99	5,02
Max	0,79	1,01	13,66
Min	0,22	0,97	3,02

Table XXIII : Variations des valeurs calculées pour le rapport La/Yb et pour les anomalies en Eu et Ce dans les sédiments de fond du BVRI

Les sédiments du BVRI ne présentent pas d'anomalie en Cérium (Ce*=0,99±0,01), même si les stations NI6 et NI7 présentent les valeurs les plus élevées.

Par contre tous ces échantillons présentent une très forte anomalie en Europium (Eu*) vue qu'Eu* moy est de 5,02±2,75 avec la valeur maximale trouvée au site NI7 en avril.

Ce fractionnement observé entre les différents matériaux pourrait être hérité de la roche mère (Bannot-Courtois, 1981). Mais pour Yang et al. (2002), qui a étudié les sédiments de deux rivières carbonatés (le Changjiang et le Huanghe en Chine), la composition des roches mères a un rôle majeur sur la composition des REE alors que les processus d'érosion jouent un rôle mineur. De plus, la taille des particules influence la composition des REE : en effet plus les particules sont

fines, plus les teneurs en REE dans les sédiments sont importantes. Les oxydes de fer et de manganèse contribuent pour 14% à la concentration totale en terres rares des sédiments du fleuve Changjiang en chine, qui est considéré comme un facteur important contrôlant le fractionnement des REE dans la fraction la extractible (Yang et al., 2002). De même Chung et al., (2002) ont trouvé que les concentrations en REE reflètent celles des sources et l'intensité de l'érosion chimique tout au long du bassin.

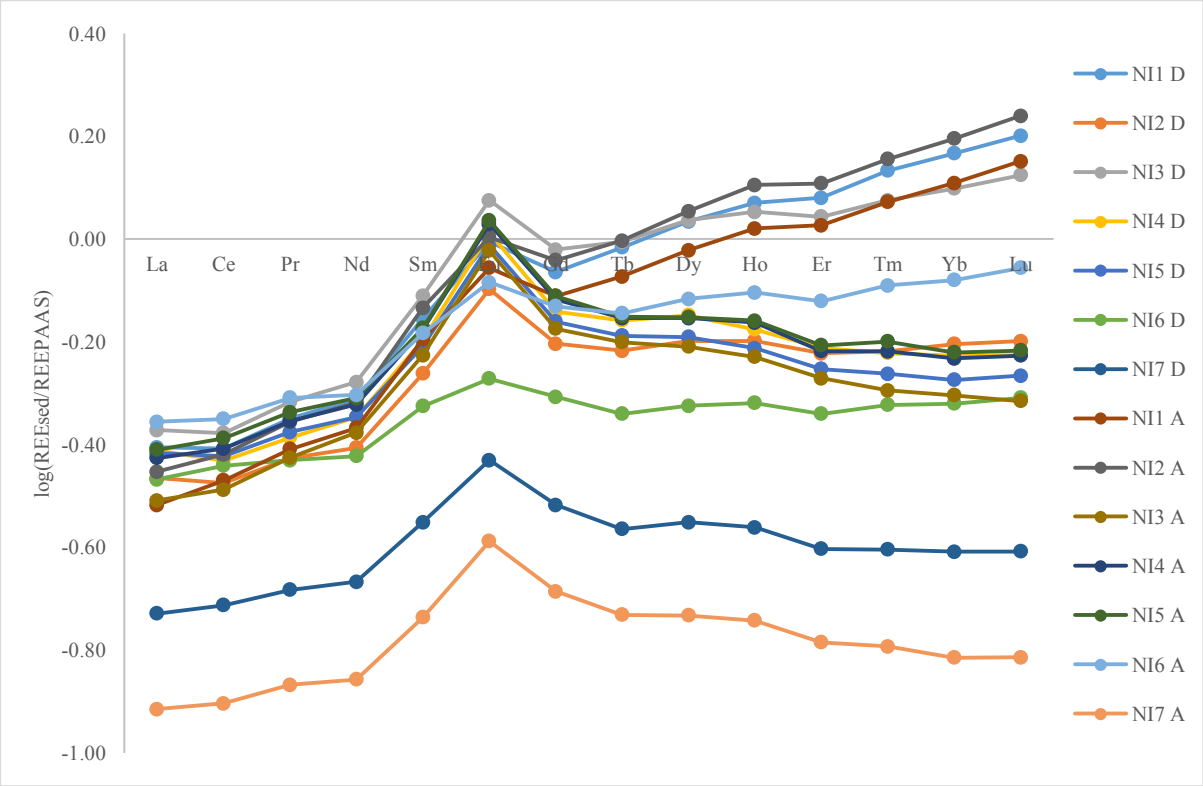


Figure 83 : Profils de distribution des concentrations en REE dans les sédiments de fond du BVRI normalisées par rapport au PAAS

Dans notre cas pour connaître l'origine du fractionnement entre les LREE et les HREE observé dans les sédiments de fond du BVRI, on a comparé les profils des REE normalisés par rapport au PAAS dans les deux roches-mères d'Afka et de Roueiss, et les moyennes des deux campagnes d'avril et de décembre des stations NI6 et NI7, considérées comme les moins perturbées par les activités anthropiques. Ensuite, nous nous sommes penchés sur la nature des phases qui portent ces concentrations mesurées.

5.5.3. Origine du fractionnement entre les LREE et les HREE

Dans cette partie nous examinons l'origine du fractionnement observé entre les LREE et les HREE. La figure 84 montre les profils de distribution des REE des sédiments, de la roche Afka et Roueiss normalisés par rapport au PAAS.

La distribution des REE des deux roches-mères et des stations les plus amonts de l'Ibrahim (NI6 et NI7) montre un appauvrissement par rapport au PAAS.

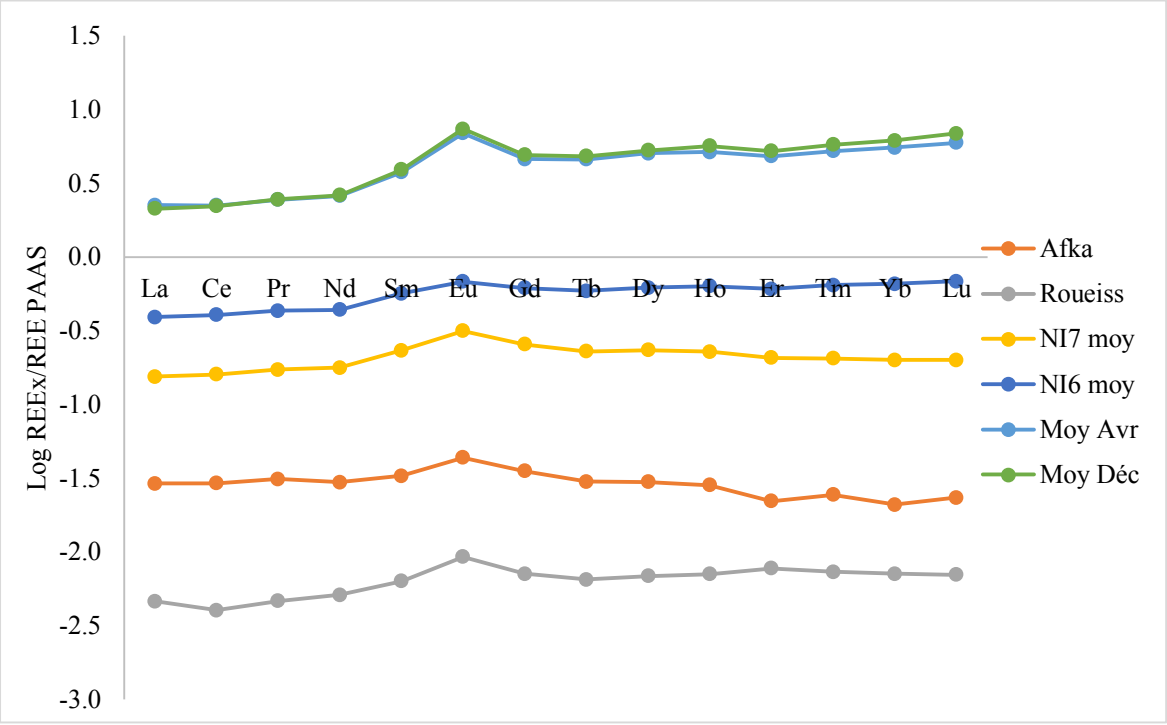


Figure 84 : Comparaison des profils de distribution de REE des sédiments et des roches mères, Afka et Roueiss, normalisés par rapport au PAAS

Les stations Afka et Roueiss ont les plus basses concentrations en REE, ce qui est normal du fait du milieu carbonaté, généralement plus pauvre en REE que les shales ou les sédiments. Cela a été déjà observé par Bau et Piper, (2013). Les sédiments de fond, eux, sont plus enrichis en REE que les roches mères dans la fraction totale.

Les profils de distribution des REE des deux sources sont à peu près identiques avec toutefois une différence au niveau du fractionnement : le profil des REE de la roche prélevée à Afka, présente un enrichissement des LRRE par rapport aux HREE alors que celui de la roche

prélevée à Roueiss présente un profil enrichi en HREE, mais qui reste identique à celui observé au niveau des sédiments de fond des différentes stations du BVRI (Figure 84). Il est intéressant de remarquer que le profil de distribution des sédiments de la station NI7 est très proche de celui de la roche mère prélevée à Afka, avec cependant un fractionnement qui diffère au niveau des HREE, plus enrichies dans les sédiments que dans la roche mère. Ces profils traduisent la similitude entre la signature géochimique des roches et celles des sédiments.

Le premier constat qu'on peut faire est que le profil des cinq stations (NI1 à NI5) suit celui des sources et des roches avec un léger fractionnement, en d'autres termes la roche Roueiss influence le fractionnement entre HRRE et LREE observé dans les sédiments des sept stations.

Toutes ces observations nous emmènent à avancer que le BVRI n'est pas sujet à d'importantes pollutions d'origine anthropique. En effet au cours du fractionnement entre la source et le produit secondaire libéré, une série de transformations (dissolution d'une roche calcaire) a lieu entre la roche et le produit final qui est le sédiment. Toutefois, cette transformation ne s'effectue pas de la même façon pour toute la surface transformée: parfois un enrichissement intervient en LREE ou en HREE. En d'autres termes, on ne gardera pas le même rapport de la roche mère dans le produit secondaire qui est le sédiment. Le sédiment obtenu va être transporté dans la rivière, et le transport des REE sur ces sédiments va dépendre des différentes phases qui le constituent, entre autres les oxydes, les carbonates, mais aussi de la granulométrie des sédiments. C'est pour cette raison que nous avons établi des relations entre les rapports $(La/Yb)_N$ et les anomalies en Eu et Ce et les facteurs susceptibles de contrôler ces paramètres comme les teneurs(en %) en éléments majeurs sous forme d'oxydes (oxydes de fer et d'aluminium, carbonates) et la granulométrie des sédiments au travers du rapport entre les fractions fines et les fractions les plus grossières, Ar+LF/LG (Figure 85).

Ces relations nous montrent :

- une forte corrélation entre l'anomalie en Europium et le taux de (CaO+MgO). Cette anomalie en Eu augmente avec le rapport (CaO+MgO),
- de même une corrélation entre l'anomalie en Europium et le rapport Ar+Lf/LG. L'Eu^* augmente avec l'augmentation du rapport Ar+LF/LG avec un rendement plus important en avril qu'en décembre,

- une corrélation entre le rapport $(La/Yb)_N$ et le taux de silice dans les sédiments : le rapport $(La/Yb)_N$ diminue avec la concentration de silice dans les sédiments avec distinction remarquable des périodes des hautes eaux et celles des basses eaux,
- une diminution de l'anomalie en Cérium avec le taux de fer dans les sédiments, ce qui est surprenant, car le Cérium est facilement adsorbé sur les oxydes de fer. Il s'agit donc plutôt ici de fer dans les minéraux argileux que d'oxydes de fer. Le fer représente la phase de rétention privilégiée de beaucoup de métaux. De plus ces relations nous montrent que les REE sont plus abondants dans la fraction fine des sédiments.

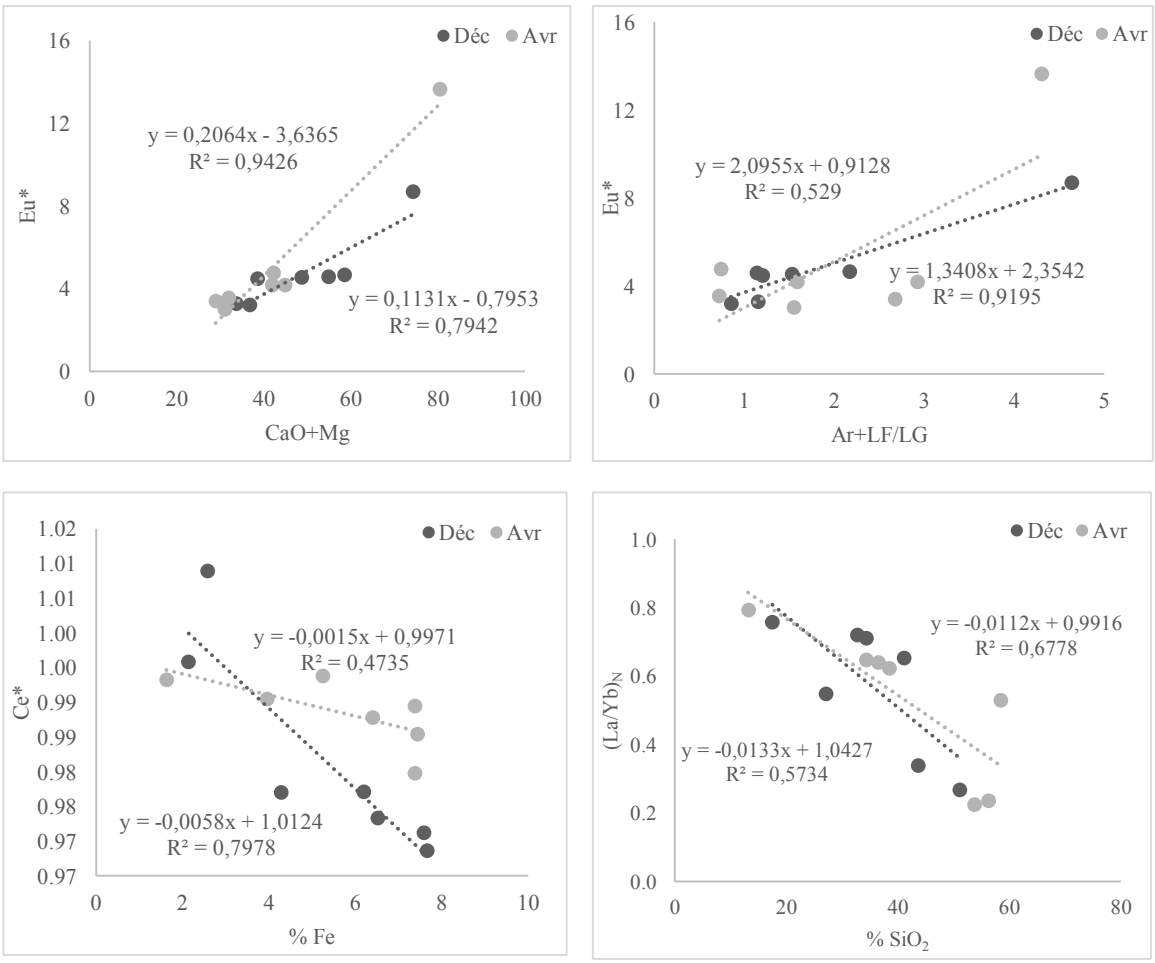


Figure 85 : Relations entre les rapports $(La/Yb)_N$ et les anomalies en Ce et Eu et les teneurs (%) en oxydes (SiO_2, Fe_20_3) et en cations (CaO et MgO), ainsi que les rapports granulométriques (Ar+LF)/LG dans les sédiments de fond du BVRI

En effet, une roche carbonatée se dissout complètement pour former des minéraux, et ainsi tout ce qui est dans la roche est libéré. Donc il est normal d'observer un fractionnement entre la roche et les sols du fait de la dissolution totale. Inversement dans une roche silicatée, une partie des minéraux est hydrolysée, mais dans ce cas des minéraux secondaires se forment et restent dans les sols, alors que l'autre partie va être transportée par les eaux. Donc par la force des choses, il y a un fractionnement important : enrichissement en terres rares légères et appauvrissement en terres rares lourdes, car les LREE ont tendance à rester dans les matériaux secondaires (enrichissement relatif dans les minéraux secondaires).

Si l'on compare le BVRI au bassin versant du fleuve Oued Sebou du Maroc, qui est aussi un bassin carbonaté et est aussi caractérisé par un climat méditerranéen, on remarque que les profils des REE normalisés par rapport au PAAS présentent un enrichissement des LREE par rapport au HREE avec une anomalie positive en Europium En revanche, la Piracicaba, un bassin de Brésil qui draine un substratum silicaté avec des sols rouges latéritiques, comporte a une anomalie positive en cérium due à l'abondance des oxydes de fer, mais aussi un pic en europium, ce qui ressemble au cas des bassins carbonatés.

Sur un autre plan dans notre étude, et en raison de contraintes de calendrier et financières, nous avons limité notre étude à la concentration totale des REE. Mais, du fait que les terres rares sont très labiles et souvent adsorbées sur les phases minérales, comme le montrent très bien les travaux de Leleyter et al. (1999), il reste à connaître la répartition des REE dans les différentes fractions non résiduelles du sédiment: fraction soluble, fraction réellement échangeable, fraction acido-soluble, fraction réductible et fraction oxydable. Autrement dit, dans un système carbonaté, tel que l'Oued Sebou, il y a des anomalies positives en Europium, qui sont dues à l'adsorption préférentielle des éléments sur les phases porteuses, mais une fois le sédiment lessivé (c.-à-d. la phase résiduelle gardée uniquement), le profil des REE montre une anomalie négative en Europium. De même pour la Piracicaba, une anomalie négative en Cérium est obtenue sur les phases résiduelles après lessivage des sédiments (Leleyter et al., 1999).

Enfin il serait intéressant de déterminer si cette anomalie en Europium existe toujours après le lessivage des sédiments du BVRI. Une telle étude pourra être une perspective cohérente suite à notre étude.

5.6. Les éléments traces (ET)

5.6.1. Variation des éléments traces dans les fractions fines

Dans cette partie, et en vue de déterminer la concentration en ET dans les sédiments de fond du BVRI, nous étudions la concentration en ET dans les sédiments des différentes stations et dans les roches mères des sources karstiques de l'amont du bassin. Nous avons synthétisé les concentrations en ET dans la table XXIV et la figure 86.

Comme le montrent clairement les courbes de la figure 86, l'ordre d'abondance des ET dans les sédiments de fond de la Rivière Ibrahim est le suivant : Zr> Sr > Cr > Zn > V > Ba > Ni > Cu > Y > Co > Nb > Rb > Pb > Sc > Ga > Th > U > Mo > Cs > Cd. Cet ordre diffère largement de celui du PAAS : Ba > Zr > Sr > Rb > V > Cr > Zn > Ni > Cu > Y > Co > Pb > Nb > Ga > Sc > Cs > Th > Mo > U > Cd et de celui de l'UCC : Mo > Cd > Ba > Sr > Zr > Rb > V > Zn > Cr > Nb > Y > Ni > Pb > Ga > Cu > Co > Th > Sc > Cs > U.

L'ET le moins abondant dans les sédiments du BVRI est le Cd (0,5 $\mu g.g^{-1}$) pour le mois de décembre et le Cs (0,49 $\mu g.g^{-1}$) pour le mois d'avril. Le Zr étant l'ET le plus abondant pour les deux missions avec une moyenne de 661,5 $\mu g.g^{-1}$.

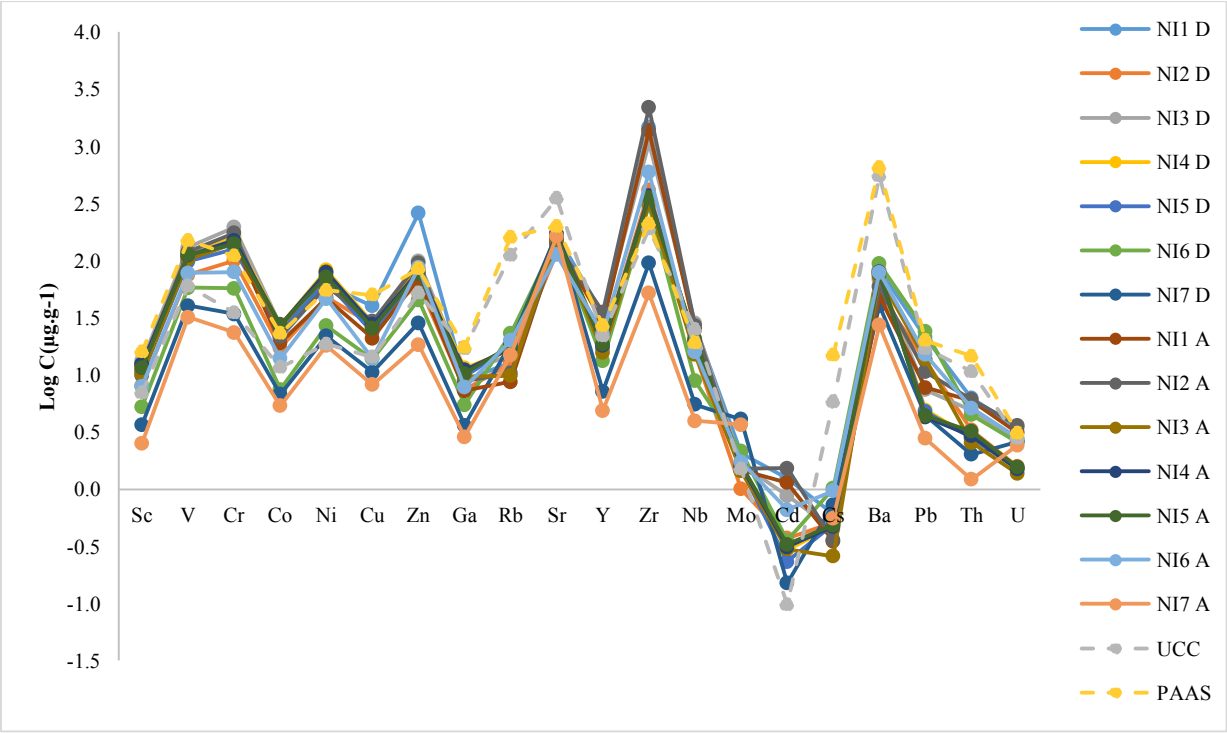


Figure 86 : Distributions des concentrations des ET dans les sédiments de fond du BVRI

Dans l'ensemble, il existe une grande dispersion dans les concentrations des ET mesurées. On observe des anomalies positives pour certains éléments (tel le V, Cr, Ni, Zn, Zr, Pb, Sr et Ba) et négatives pour d'autres (Co, Cu, Rb, Nb, Cd, Cs, U, Ga, Y). La représentation graphique des ET nous montre clairement que les teneurs en ET des sédiments du BVRI présente globalement la même distribution (pattern) d'une station à l'autre, mais diffèrent de celles du PAAS et de l'UCC (Figure 86).

C (µg/g)	Moy dec	Moy Av	Afka	Roueiss	UCC (1)	PAAS (2)
Sc	9,20	9,65	< L.D.	< L.D.	7	16
V	91,91	94,69	6,88	6,81	60	150
Cr	119,81	122,17	< L.D.	< L.D.	35	110
Co	18,76	20,11	0,874	0,582	11,6	23
Ni	54,30	57,29	< L.D.	< L.D.	18,6	55
Cu	24,70	21,72	< L.D.	< L.D.	14,3	50
Zn	93,00	72,70	< L.D.	< L.D.	52	85
Ga	8,18	8,26	0,28	< L.D.	17	17,5
Rb	16,66	14,14	1,65	0,42	112	160
Sr	158,06	149,39	164	61,34	350	200
Y	20,12	20,56	0,75	0,24	22	27
Zr	574,22	748,79	5,34	< L.D.	190	210
Nb	17,80	18,22	0,28	< L.D.	25	19
Mo	2,01	1,86	< L.D.	0,69	1,5	-
Cd	0,50	0,71	< L.D.	< L.D.	0,098	-
Cs	0,61	0,49	< L.D.	< L.D.	5,8	15
Ba	71,15	63,35	3,55	1,64	550	650
Pb	11,50	8,38	< L.D.	< L.D.	17	20
Th	3,79	3,87	0,17	< L.D.	10,7	14,6
U	2,28	2,34	1,06	0,59	2,8	3,1

(1)- d'après Wedepohl (1995) et (2)-d'après Taylor et McLennan (1985). <LD : valeurs inférieures aux limites de détection. Incertitudes et limites de détermination sont données en annexe (Annexe 7).

Table XXIV **:** Teneurs en ET dans les sédiments (moyennes des 7 stations) du BVRI comparées à celles des deux roches-mères Afka et Roueiss, de l'UCC (Upper Continental Crust) et du PAAS

La différence entre la signature géochimique des sédiments du BVRI et celles des deux références internationales (PAAS et UCC) nous a emmenés à comparer les concentrations des ET dans les sédiments du BVRI à celle des teneurs présentes dans les roches-mères Afka et de Roueiss. Les teneurs en ET des deux roches Afka et Roueiss sont 14 fois plus faibles que les celles présentes dans les sédiments (Table XXIV). Elles sont inférieures à la limite de détection pour tous les éléments à l'exception de V, Co, Rb, U, Sr, Ba et Y.

5.6.2. Variation spatio-temporelle des ET dans les sédiments du BVRI

Dans ce qui suit, nous comparons la distribution des teneurs en ET pour les sédiments de chacune des sept stations au cours des deux campagnes d'échantillonnages (Figure 87). Cette comparaison nous montre que les patterns de distribution des teneurs en ET diffèrent légèrement d'une saison hydrologique à l'autre pour l'ensemble des stations, excepté NI4 et NI5 où les patterns sont exactement les mêmes.

Par contre la comparaison de l'évolution amont - aval de chaque élément nous montre une variation nette de la teneur en ET entre chacune des stations (Figure 88).
Certains ET montrent une augmentation de leur concentration qui débute depuis la station NI2 jusqu'à la station NI5 (Sc, V, Cr, Co, Ni, Ga et Cu). Par contre, d'autres éléments (Th, U et Pb) présentent un profil inverse. D'autres ET présentent des concentrations qui varient peu sur l'ensemble des stations. C'est le cas pour :

- Sr, dû à la présence de carbonates sur tout le bassin
- Mo à l'exception de la station NI7 qui présente des teneurs 2 fois plus importantes
- Cs à l'exception des deux stations amont NI6 et NI7

Il y a aussi des ET qui voient leurs teneurs augmenter rapidement aux stations aval NI1 et NI2 : c'est le cas de Cd et Pb notamment en décembre. Les teneurs en ET des deux stations amont NI6 et NI7 sont en général plus faibles que sur le reste du bassin, à l'exception de Rb, Mo pour NI7, Cs, Pb pour NI6 dont les teneurs sont plus élevées en amont.

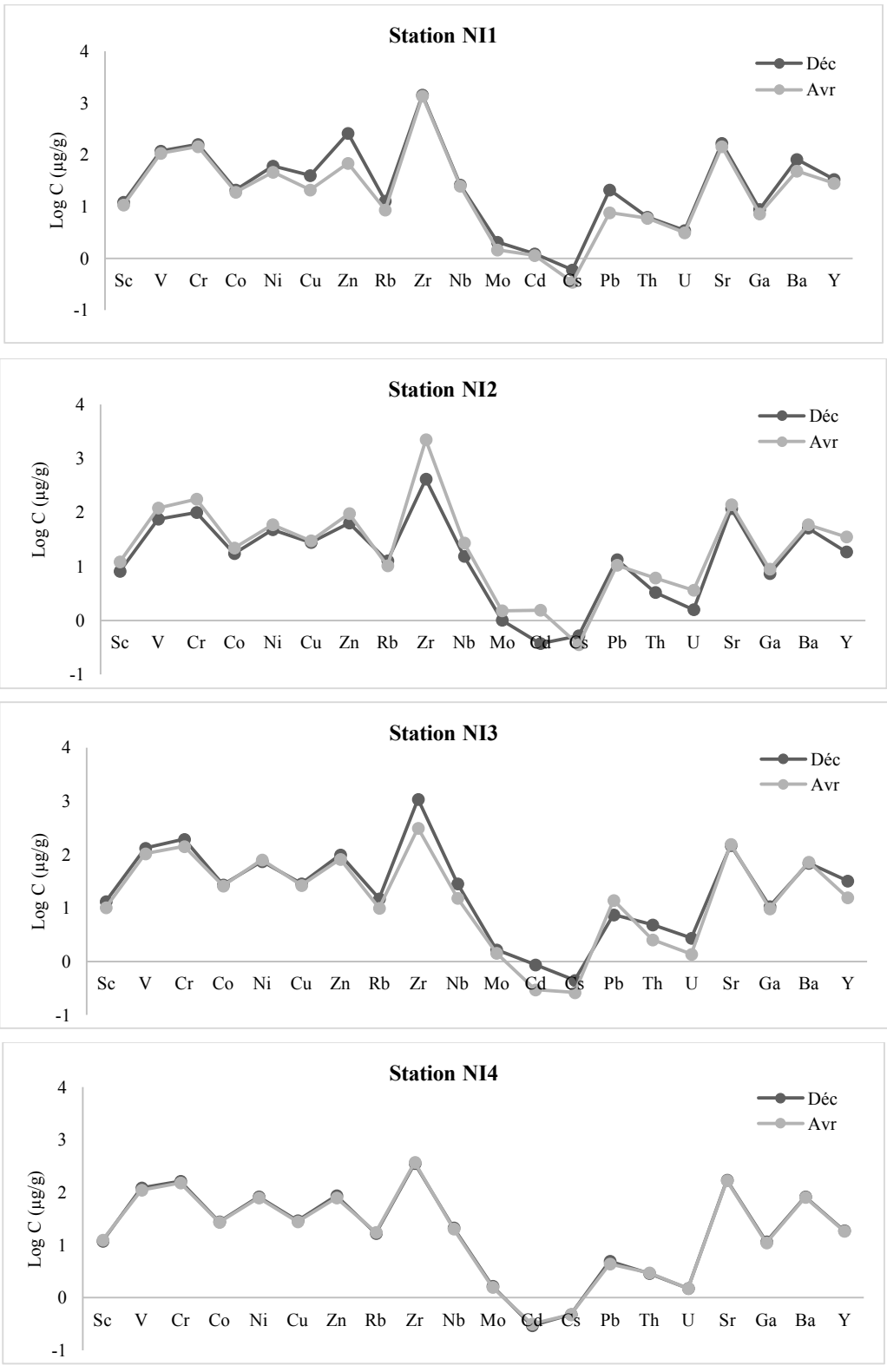
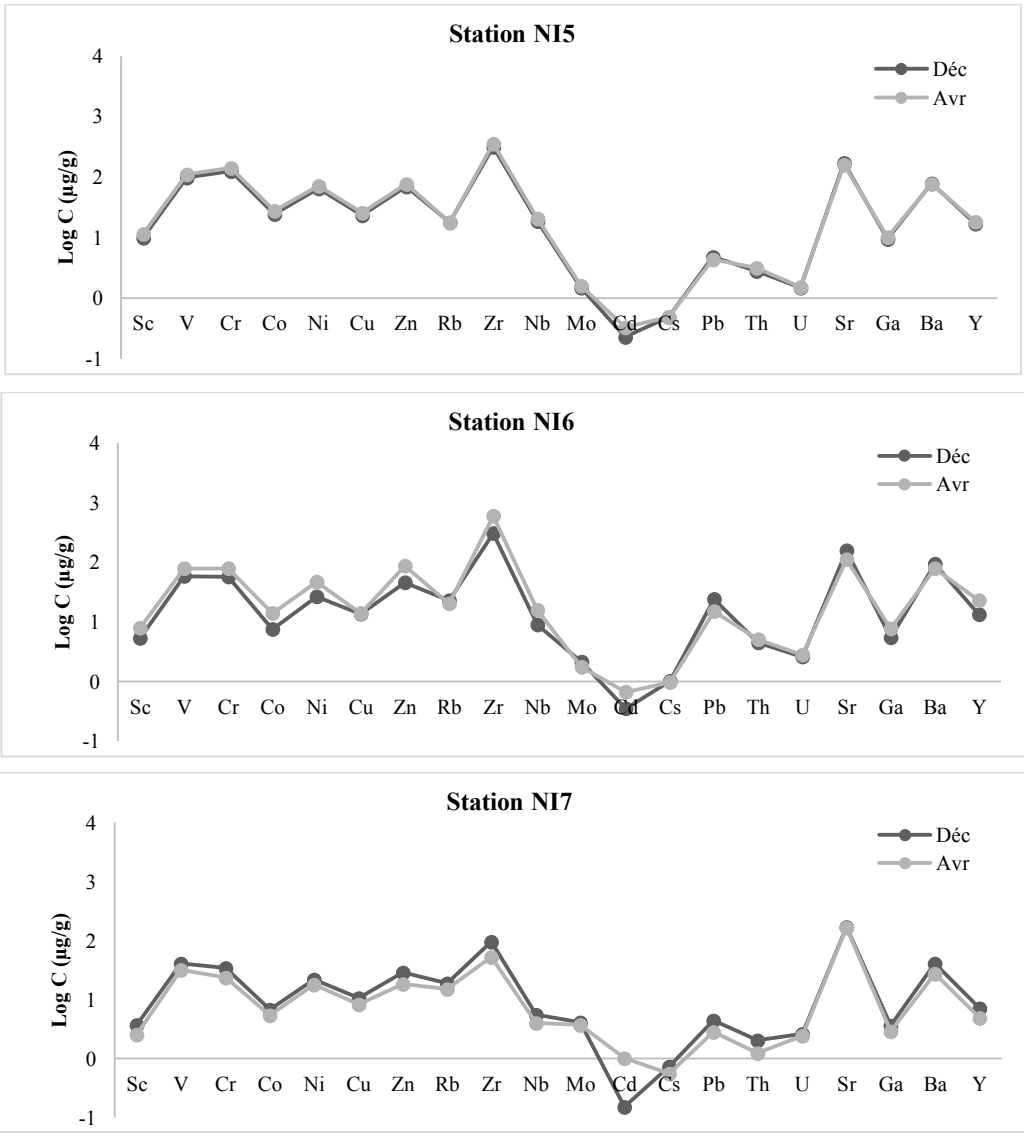


Figure 87 : Variation des concentrations en ETM au niveau de chaque station au cours de la mission de décembre et d'avril



Suite Figure 87 : Distributions des concentrations en ET au niveau de chaque station au cours des missions de décembre et d'avril

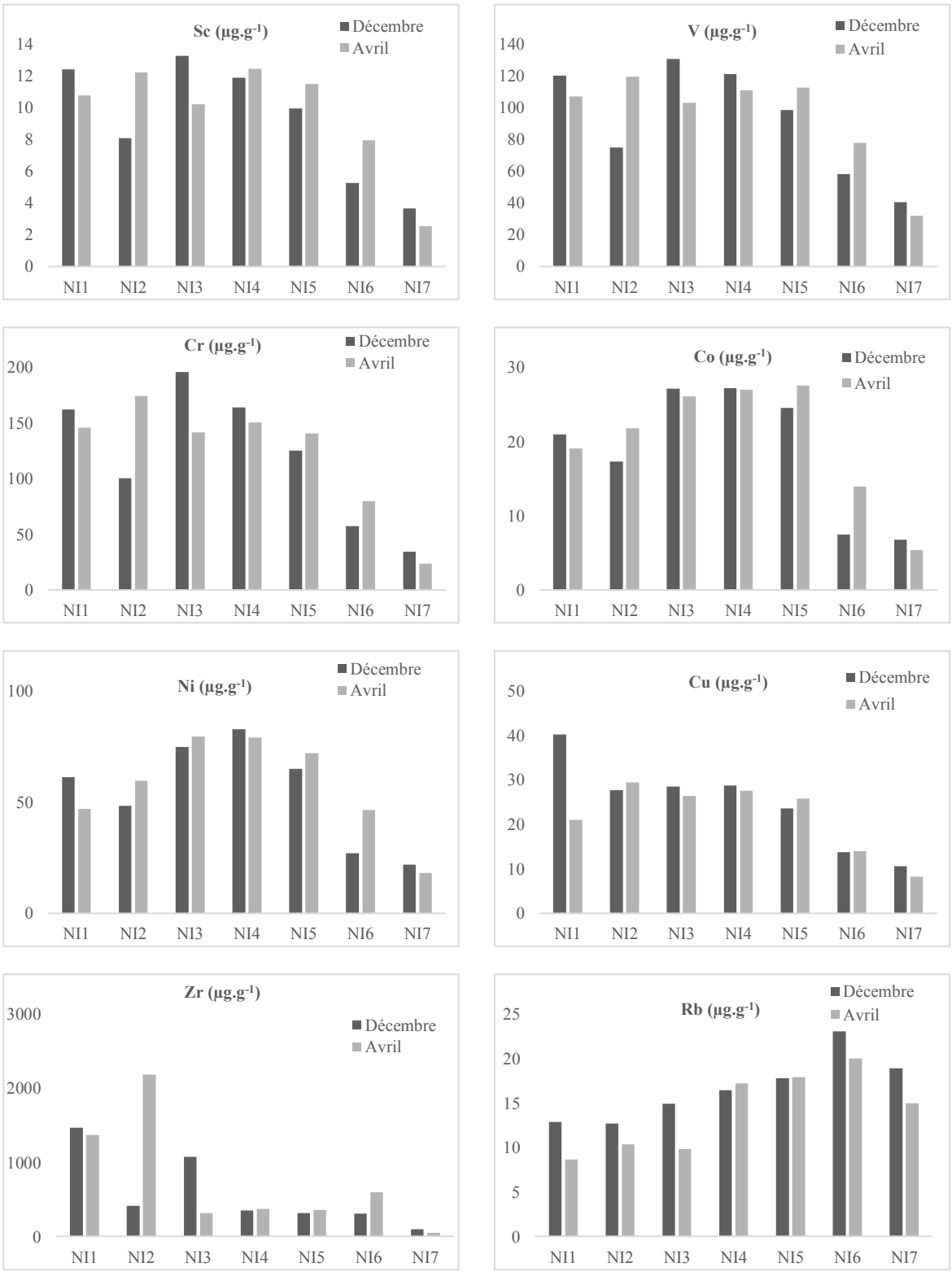
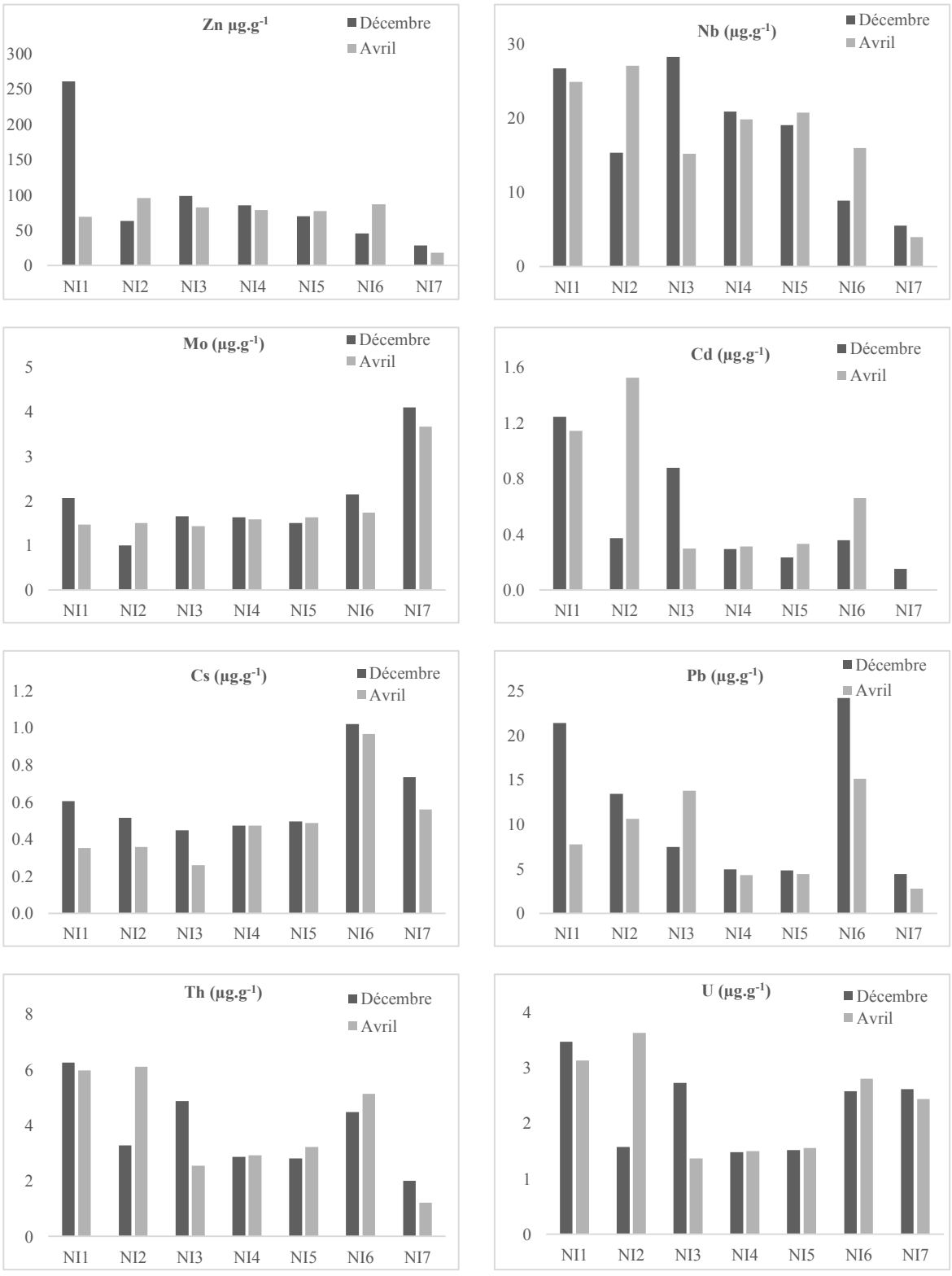
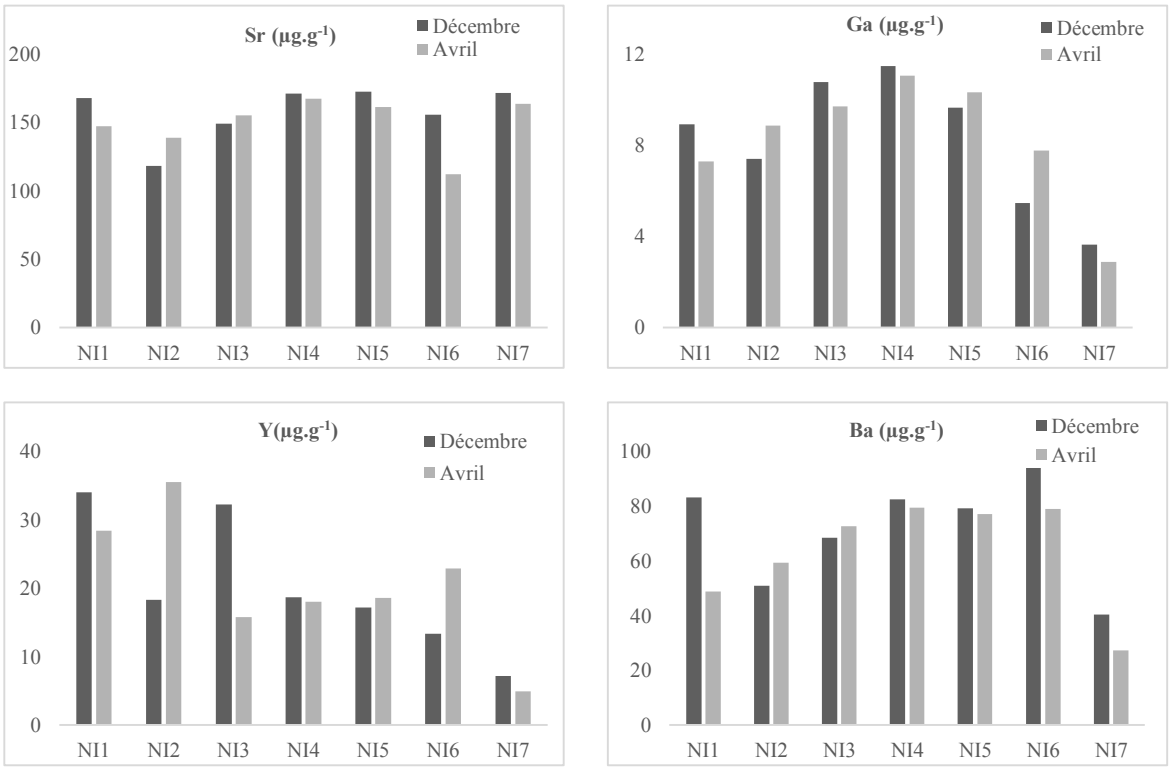


Figure 88 : Évolutions des concentrations en ET au niveau des sept stations du BVRI au cours de chacune des 2 périodes hydrologiques : avril et décembre



Suite Figure 88 : Évolutions des concentrations en ET au niveau des sept stations du BVRI au cours de chacune des 2 périodes hydrologiques : avril et décembre



Suite Figure 88 : Évolutions des concentrations en ET au niveau des sept stations du BVRI au cours de chacune des 2 périodes hydrologiques : avril et décembre

L'ensemble de ces observations nous oriente vers deux conclusions:

- premièrement, la concentration en ET des sédiments de fond varie peu au cours du cycle hydrologique. Une légère augmentation observée en période de hautes eaux (avril) nous pousse à dire que les sources karstiques sont à la base des concentrations observées dans les sédiments,
- deuxièmement, la variabilité spatiale des teneurs en ET dans les sédiments du BVRI nous permet de conclure que des facteurs anthropiques entrent en jeu pour modifier les évolutions amont-aval qui seraient dues essentiellement au bruit de fond géochimique naturel. C'est le cas notamment du changement du mode d'occupation du sol en allant de l'amont vers l'aval, mais aussi des impacts anthropiques directs (rejets) ou indirects (retombées atmosphériques de polluant).

5.6.3. Enrichissement et origine des ET

La détermination de la concentration totale en ET dans les sédiments peut permettre d'indiquer la présence d'une anomalie positive, mais ne révèle pas si cette anomalie est d'origine naturelle ou anthropique. Une augmentation de la concentration d'un ET dans les sédiments ne traduit pas toujours un enrichissement d'origine anthropique et dans certains cas, elle reflète simplement un fond géochimique naturel élevé (Abi-Ghanem, 2008). À ce niveau pour discerner la part naturelle de la part anthropique, le concept très connu de facteur d'enrichissement (en anglais : Enrichment Facteur, EF) est classiquement utilisé par de nombreux auteurs (Reimann et De Caritat, 2000 ; Sutherland, 2000). Le calcul du EF consiste à comparer la concentration de l'élément dans le sol ou le sédiment à sa teneur naturelle dans le fond géochimique de la zone étudiée, en procédant à une normalisation par rapport à un élément de référence non affecté par une contamination. C'est le rapport d'un élément avec le normalisant divisé par le même rapport obtenu dans un matériau de référence selon la formule suivante (Chester et Stoner, 1973 ; Salomons et Förstner, 1984) :

$$EF = \frac{\left(\frac{[X]}{[R]}\right) échantillon}{\left(\frac{[X]}{[R]}\right) matériel\ de\ référence}$$

(X étant la concentration de l'ET étudié et R concentration de l'élément normalisant)

Selon Sutherland le degré de l'enrichissement est défini comme suit (Sutherland 2000) :

EF < 2	Pas d'enrichissement
2< EF< 5 EF	Enrichissement modéré
5 < EF < 20	Enrichissement significatif
20 < EF < 40	Enrichissement très élevé
EF > 40	Enrichissement extrême

Dans notre étude, en raison du risque de la variabilité naturelle des sédiments, on a fixé le seuil d'enrichissement à 1,5 comme établi auparavant par Roussiez (2006) et N'Guessan (2008).

Dans ce calcul, une importance primordiale est accordée au choix du matériau de référence et de l'élément normalisant.

Pour le choix du matériau de référence :

Les valeurs de référence classiquement utilisées par certains auteurs (Taylor et Mclennan, 1985 ; Baqué, 2006 ; Moore et al., 2009 ; Salah et al., 2012) sont celles de la croûte terrestre (UCC) ou du PAAS pour les sédiments (Dalai et al., 2004 ; Rengarajan and Sarin, 2004 ; Duplay et al., 2012), mais dans notre étude nous avons utilisé les concentrations mesurées dans les sédiments de la station NI7 comme matériau de référence. En effet la station est la station située le plus en amont du bassin et ce sont les sédiments qui présentent les concentrations les plus faibles en ET. On peut donc considérer que ces sédiments sont très peu ou pas contaminés par des apports anthropiques. En l'absence de données sur la roche mère locale, l'utilisation de la croûte terrestre comme matériau de référence demeure le plus adéquat et le plus simple à mettre en œuvre. Rappelons cependant que ces données ne reflètent pas le fond géochimique de la zone étudiée et peuvent de ce fait induire des fausses interprétations (Reimann et De Caritat ; 2005, Roussiez et al., 2005; N'Guessan, 2008).

À part l'UCC, les deux roches Afka et Roueiss présentent des concentrations inférieures à la limite de détection (Table XXIV) et elles ne reflètent pas l'ensemble des lithologies présentes sur le bassin. De ce fait elles ne pourront pas être utilisées comme référence pour le calcul de FE. De plus nous avons aussi écarté la normalisation avec les concentrations de la croûte terrestre, le BVRI étant un petit bassin karstique, non représentatif de l'UCC.

Pour le choix de l'élément normalisant :

Plusieurs éléments peuvent être utilisés comme éléments normalisant : l'aluminium (Pons et al., 1988 ; Vrel, 2012), le scandium (Hissler et Probst, 2005 ; Salvarredy Arranguren et al., 2008 ; N-Guessan, 2008 ; Mortatti et al., 2007), le césium (Roussiez et al., 2005) et le titane (Reimann et De Caritat, 2005 ; Galuszka et Migazewsk, 2001).

Le Césium est idéal dans le cas des sédiments marins comme ceux étudiés par Roussiez (2006) et Roussiez et al. (2005) dans le golfe du Lion en Méditerranée. Pour cela nous avons éliminé l'utilisation du Cs comme élément normalisant. Pour étayer notre choix, nous avons tout d'abord calculé le facteur d'enrichissement au niveau de l'embouchure (Station NI1) en utilisant Al, Ti, et Sc (Figure 89).

Les EF diffèrent avec l'élément normalisant. On peut ainsi observer des EF très élevés avec Al, des EF moyens avec Sc et des EF très faibles avec Ti. Le titane est lui aussi lié aux minéraux

silicatés et se trouve faiblement concentré dans notre bassin. La normalisation avec le scandium donne des EF très faibles. Dans notre étude nous avons normalisé les sédiments avec l'aluminium étant l'élément le plus utilisé pour normaliser les ET dans les études de la contamination sédiments. De plus l'aluminium est considéré comme marqueur de la fraction argileuse, fraction pour laquelle les ET ont une grande affinité (Ghanem, 2008 ; Moore et al., 2009).

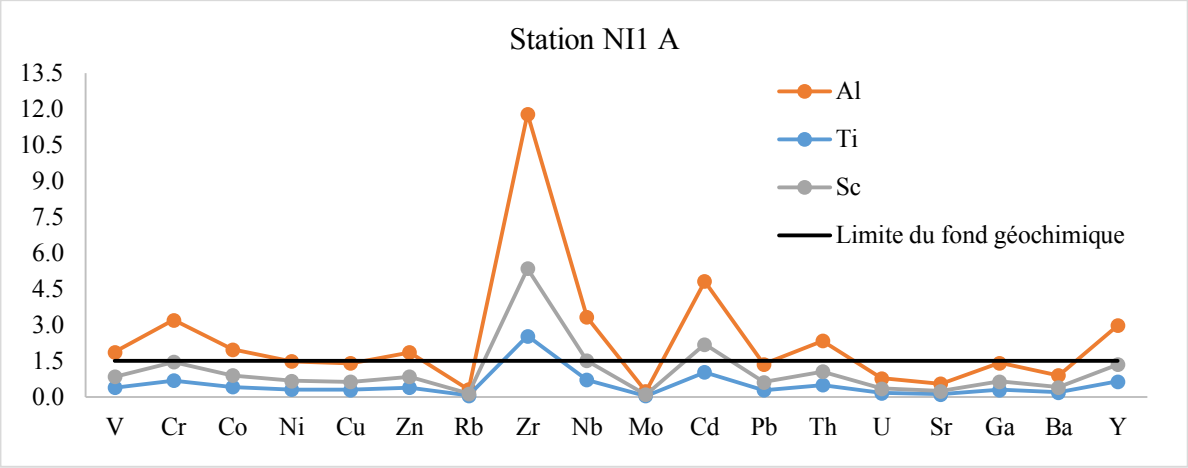


Figure 89 : Calcul des EF au niveau de la NI1 A avec les 3 éléments normalisant choisis

Les facteurs d'enrichissements ont été ainsi calculés en utilisant la moyenne NI7 comme matériau de référence et Al comme élément normalisant.

5.6.3.1 Enrichissement des ET dans les sédiments du BVRI

Le calcul du facteur d'enrichissement pour les sédiments du BVRI montre des EF inférieurs à 1,5 pour de nombreux éléments comme le montrent les graphes qui suivent (Figure 90). Des EF compris entre 1,5 et 5 sont retrouvés pour le Cr, Zr, Zn, Cd, Pb, Th et Y, Co, Cu, Th et Y. La plupart des valeurs élevées en ces ET se trouvent au niveau de la station NI1. Les plus faibles valeurs des EF sont observées pour le Rb et Zr. Ces augmentations des EF sont observées au niveau des stations NI1, NI2 et légèrement au niveau de NI3 en décembre et en avril. De plus, la comparaison des EF entre les deux missions d'avril et de décembre nous montre des EF légèrement plus élevés en avril qu'en décembre. Au niveau de la station NI2 le zirconium devient 7 fois plus élevé en avril. En somme, les stations NI4, NI5 et NI6 à un degré moindre présentent des EF inférieurs à 1,5 et la teneur des ET dans les sédiments de ces stations est d'origine naturelle.

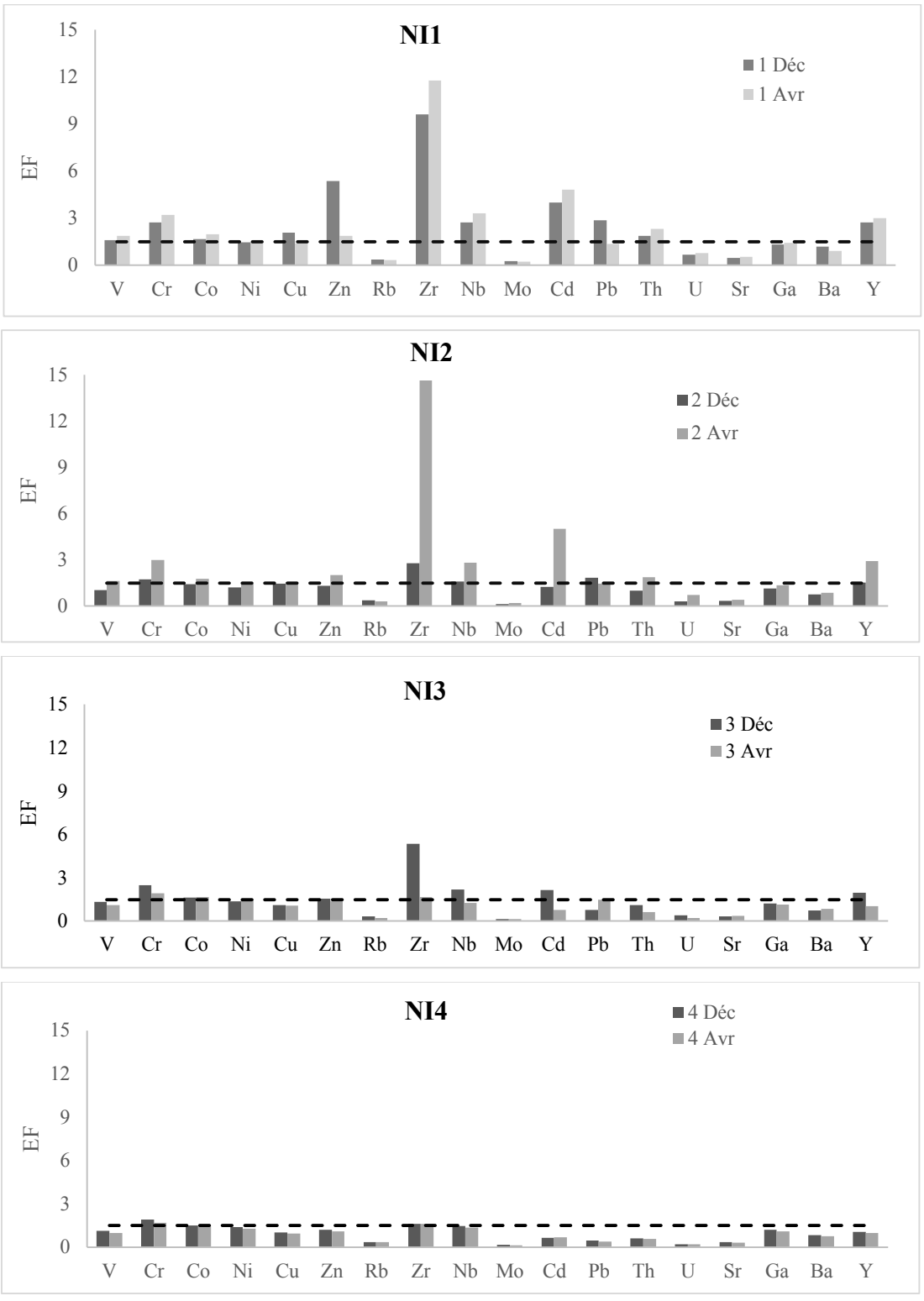
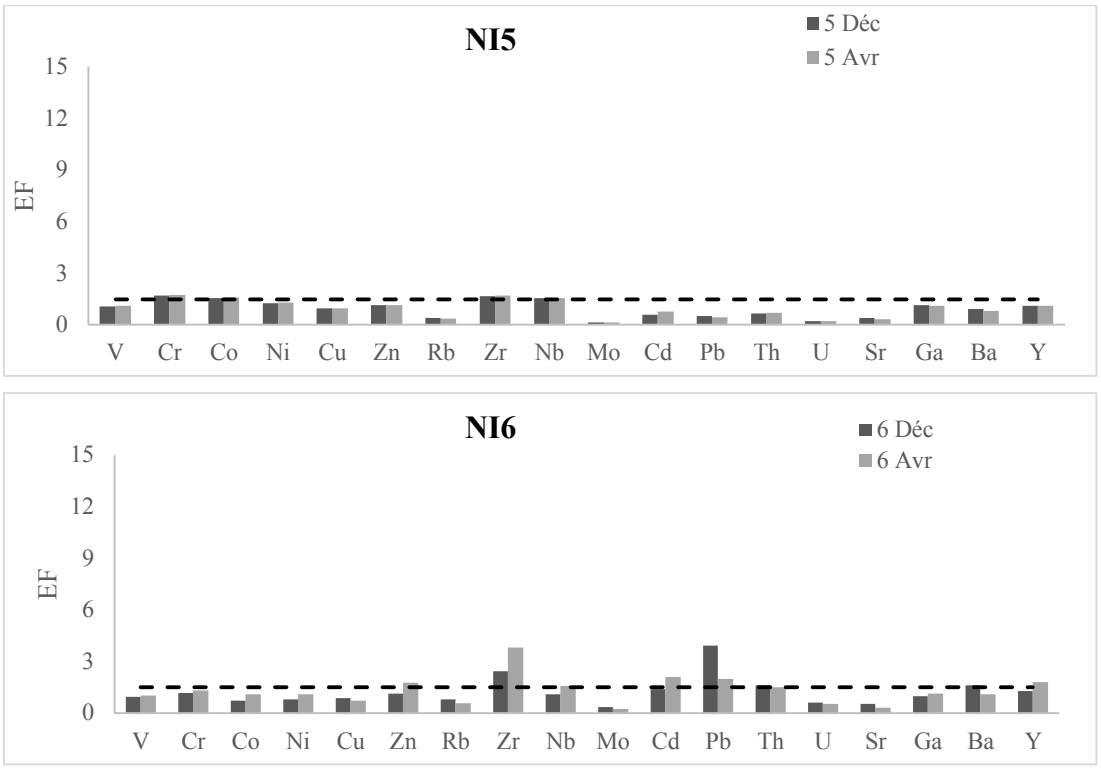


Figure 90 : Facteurs d'enrichissements des ET dans les différentes stations du BVRI



Suite Figure 90 : Facteurs d'enrichissements des ET dans les différentes stations du BVRI

Les facteurs d'enrichissements étant calculés, nous nous sommes penchés sur la détermination de la part naturelle et anthropique des teneurs calculées en ET dans les sédiments de la Rivière Ibrahim.

5.6.3.2. Contribution anthropique vs contribution naturelle

Ayant déjà calculé les facteurs d'enrichissement, nous nous sommes intéressés à calculer la part anthropique et naturelle des concentrations totales en ET dans les sédiments du BVRI. La contribution anthropique est calculée selon l'équation suivante:

$$\%X\ anthropique\ = \frac{[X]sédiment - [Al]sédimentx\ \left[\frac{X}{Al}\right]NI7}{[X]sédiment}$$

Et ainsi, ayant la part anthropique, la part naturelle sera calculée comme suit :

$$[X]naturelle = [X]totale - [X]anthropique$$

[X] étant la concentration de l'ET étudié

La représentation graphique de la part anthropique et naturelle dans les sédiments nous montre clairement des contributions plus élevées en BE qu'en HE avec un gradient qui augmente de l'amont vers l'aval, ce qui est cohérent avec la distribution des urbanisations et des industries qui se concentrent vers l'aval du BV.

Des ET tels que Zr, Rb, Mo, U et Sr sont d'origine lithique dans toutes les stations. En effet ces éléments proviennent des roches primaires et en l'absence de mines dans notre BV, leurs teneurs doivent être uniquement d'origine lithique. Cela confirme que le choix de l'aluminium comme élément normalisant est judicieux.

Les éléments Cr, Cu, Zn, Cd, Pb et Y présentent une contribution anthropique variant entre 10 et 20%, avec des pourcentages qui augmentent vers l'aval du bassin.

La contribution anthropique de Pb et Cd au niveau de la station NI1 est maximale et va dans le même sens que l'augmentation des teneurs en REE que nous avons pu observer au niveau de cette même station. Cela est dû à des anciennes pollutions atmosphériques des véhicules qui se concentrent au niveau de NI1. Le Zinc, le cadmium et le cuivre doivent avoir pour origine les rejets anthropiques des industries pharmaceutiques situées à l'aval du bassin, mais aussi pour le Cadmium, les apports de fertilisants qui contiennent du Cd (Hissler et al., 2007).

Ce qui est remarquable est que tous les ET mesurés au niveau de la station NI3 (avril) uniquement sont tous d'origine naturelle. Cela peut résulter du barrage qui agit comme un piège qui capte les éléments traces à ce niveau-là.

Les stations NI4, NI5 et NI6 présentent aussi des ET d'origine naturelle pour quelques éléments tels que : Cu, Cd, Pb, Th et Ba.

La distribution de la part naturelle et anthropique pour le Cr, Ni et Cu figure dans les pages qui suivent (Figure 91, 92 et 93) à titre d'exemple. Le reste des éléments figure en annexe (Annexe 8).

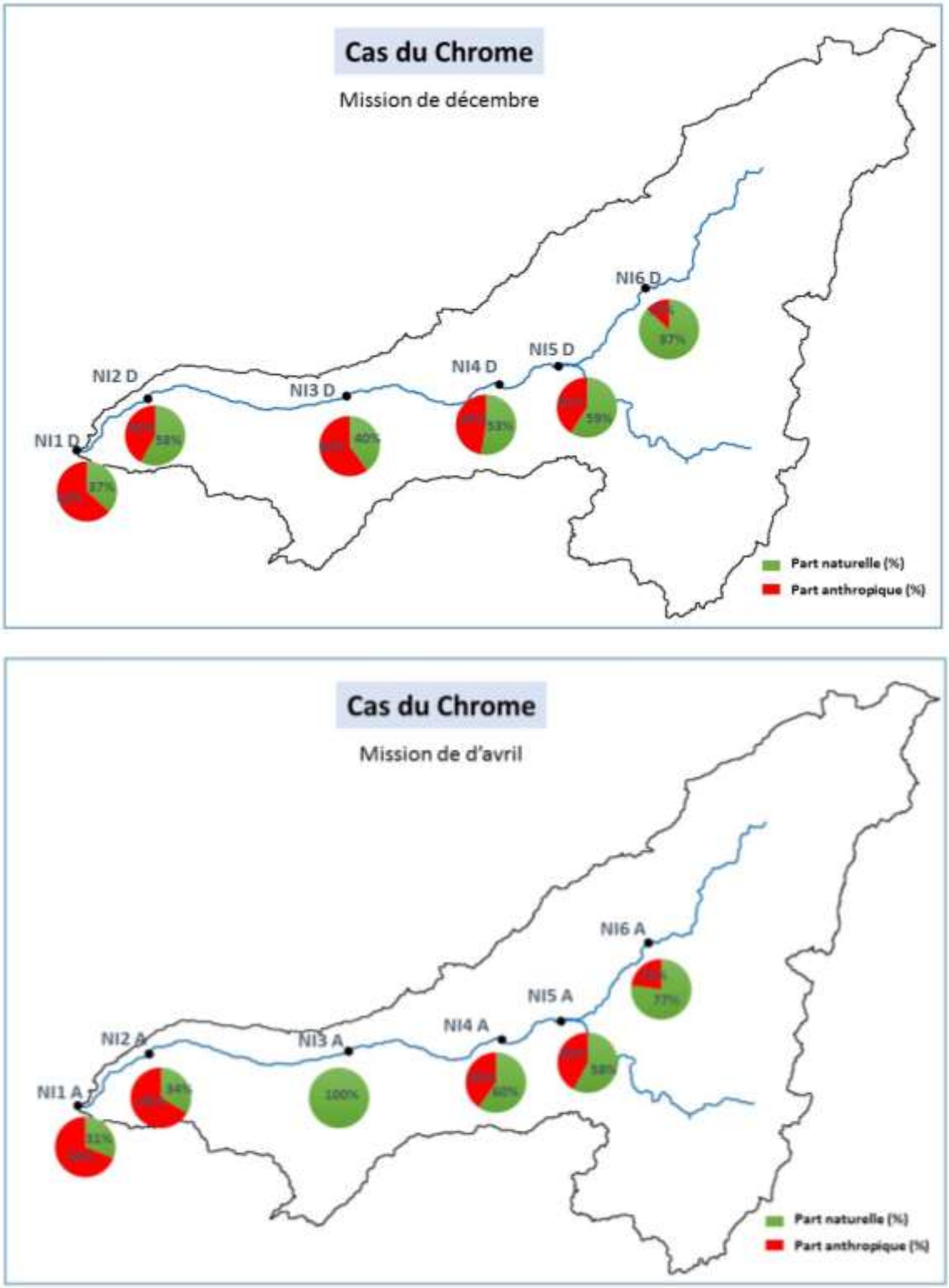


Figure 91 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du chrome mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

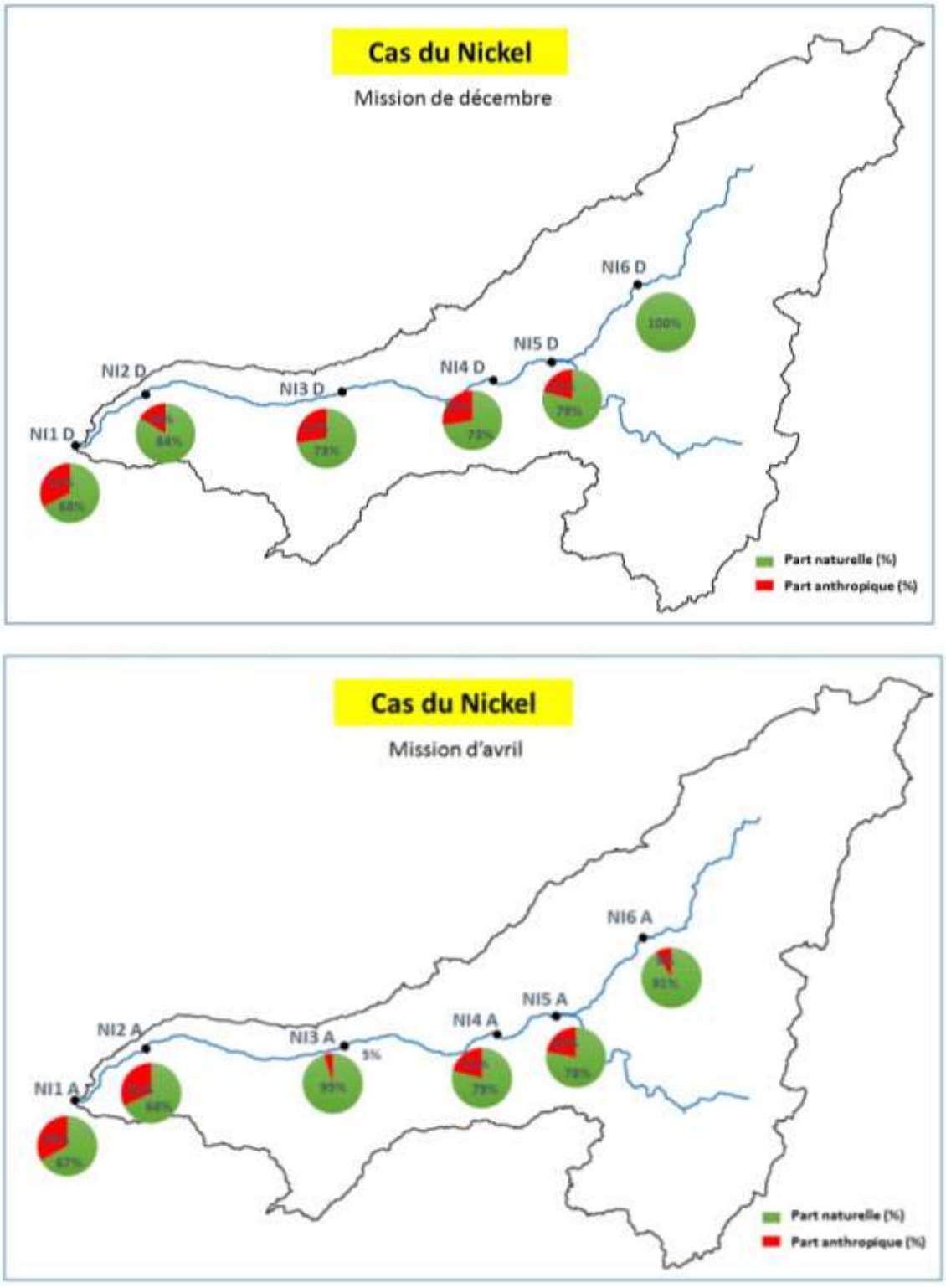


Figure 92 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du nickel mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

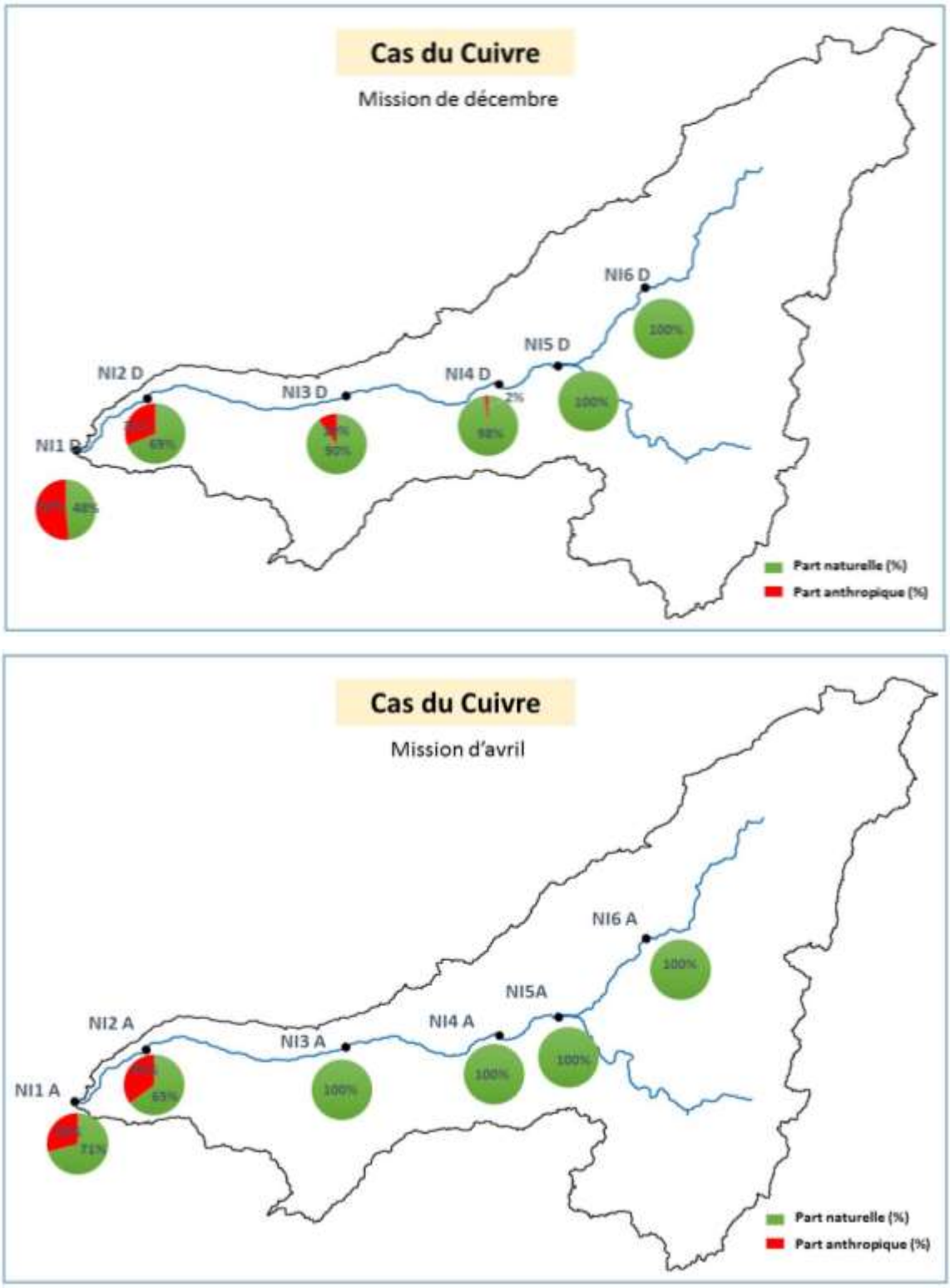


Figure 93 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du cuivre mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

5.6.4. Labilité des ET

Dans la partie précédente nous nous sommes intéressés à quantifier la teneur totale en éléments traces dans les sédiments de fond du BVRI et d'évaluer la part naturelle et anthropique de cette concentration. Ces informations nous permettent d'évaluer le degré de la contamination mais, en revanche, elles ne nous permettent pas d'avoir une idée sur la biodisponibilité ou la labilité de ces éléments dans les sédiments. En effet ces phases labiles, appelées aussi phases non-résiduelles sont susceptibles de s'accumuler dans les organismes aquatiques, pouvant ainsi devenir de ce fait toxique pour les êtres vivants. Nous avons utilisé pour extraire ces phases labiles dans les SF, une extraction simple à l'EDTA. La différence entre et la concentration totale en ET et la part extractible (labile ou non-résiduelle) dans les SF nous permet d'estimerla part résiduelle ou non-labile. La figure 94 montre la distribution (en %) des ET entre la phase extractible (non-résiduelle) et la phase résiduelle (non extractible) des ET dans les SF du BVRI. Les ETM mesurés présentent une biodisponibilité légèrement faible (avec une part extractible qui varie entre 10 et 20% ce qui n'est pas anormal dans le BVRI qui est modérément contaminé. Ces fractions extractibles sont plus importantes en décembre qu'en avril du fait du l'érosion mécanique du substratum. La part labile du Ca et du Mn est importante. Le calcium est abondant et sa présence est due à l'érosion mécanique des roches carbonatées alors que le Mn se trouve lié aux hydroxydes. La part labile relativement importante de Cu, Cd, Pb et Zn témoigne de la contamination anthropique.

Les pourcentages de la part extractible montrent une corrélation positive avec les facteurs d'enrichissements pour le Co, Ni, Zn, et Pb dont l'origine anthropique est relativement importante et une corrélation négative pour le Zr qui est plutôt d'origine naturelle comme nous avons pu le montrer dans la partie précédente (Figure 95). La table XXV donne les équations des modèles ajustées aux relations entre les pourcentages de fractions labiles et les facteurs d'enrichissement (EF) estimés dans la partie précédente. Plus le pourcentage de fractions labiles de ET augmente, plus le facteur d'enrichissement est important.

Élément	Équation	R^2
Cu	EF = 0,0435*(% part labile) + 0,6732	0,3717
Zn	EF = 0,864*(% part labile) + 0,6402	0,8997
Pb	EF = 0,1126*(% part labile) – 0,661	0,6208

Table XXV *:* Équations et coefficients de corrélation R^2 des relations établies entre les EF et les % de la part labile

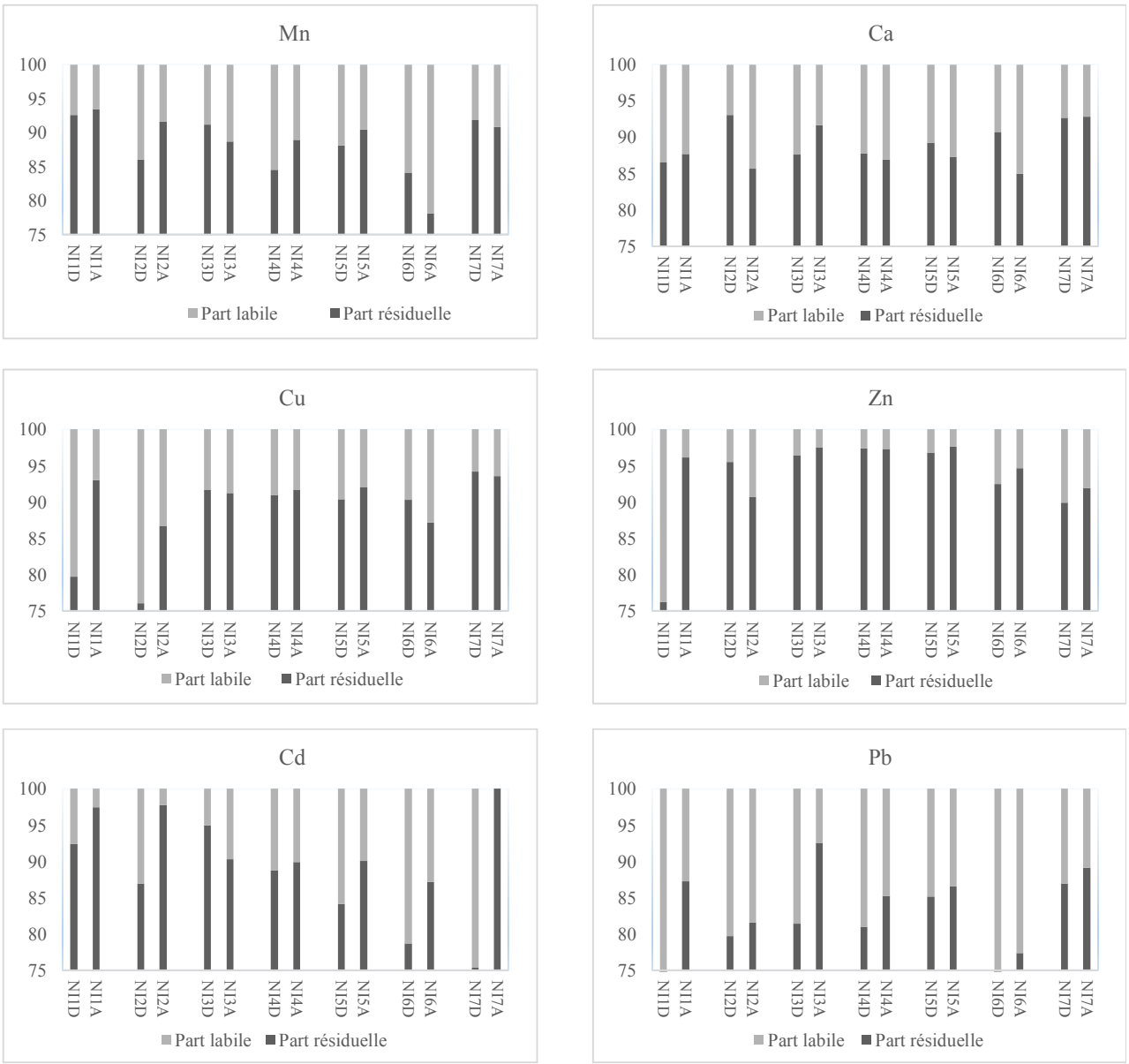


Figure 94 : Distribution des phases extractible (labile) et résiduelle (en %) des ET dans les SF du BVRI en période de hautes (D) et basses eaux (A)

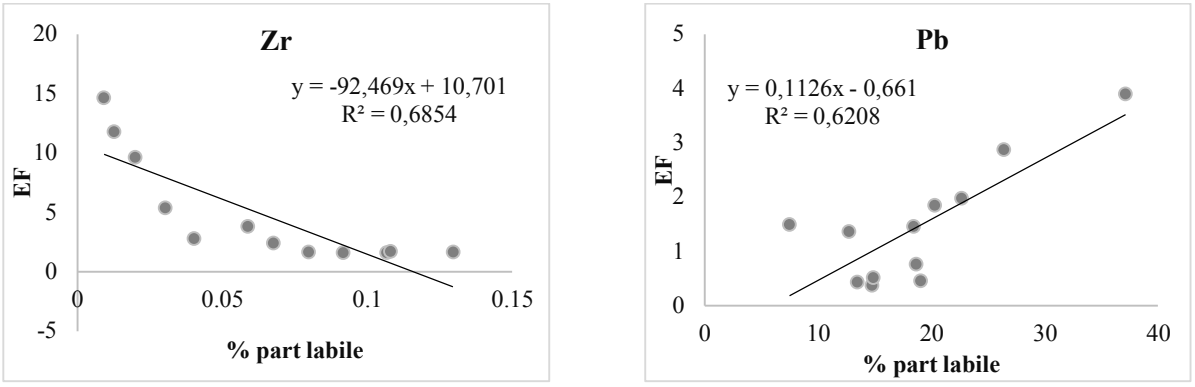


Figure 95 : Relations établies entre le pourcentage de la part extractible et le facteur d'enrichissement (EF) calculés dans les SF du BVRI ; exemple de Zr (à gauche) d'origine naturelle et de Pb (à droite) d'origine anthropique

Ainsi les apports d'ET comme le Pb d'origine anthropique viennent se fixer sur les sédiments dans les fractions non-résiduelles (lessivable à l'eau, échangeables sur les argiles, fractions acido-solubles comme les carbonates, fractions reductibles comme les oxydes de Mn et Fe et fractions oxydables comme les matières organiques). Une partie de ces différentes fractions est extractible à l'EDTA ou à l'HCl 0,5N (Gaiero et al., 2003) et donne une bonne idée globale de l'importance des phases non-résiduelles dans les sédiments comme l'ont montré Gaiero et al. (2003) sur les sédiments des fleuves de Patagonie en Argentine. Néanmoins pour connaitre le degré d'extractibilité de ces ET, il serait intéressant dans une prochaine étude d'utiliser une extraction chimique séquentielle comme celle développée par Leleyter et Probst (1999) pour connaitre la distribution des ET non-résiduelles au sein de ces différentes fractions chimiques et minéralogiques.

CONCLUSION

Ce chapitre avait pour objectif d'étudier les caractéristiques physico-chimiques des sédiments de fond du fleuve Ibrahim. Cela vient compléter notre étude sur l'évaluation de la qualité des eaux du BVRI.

L'étude granulométrique des SF du BVRI nous montre que nos sédiments sont composés principalement de limons avec des pourcentages d'argile en avril beaucoup plus élevés qu'en

décembre. Les sédiments sont composés de carbonates (42%), de silicates (34%) et d'oxydes de fer (14%).

L'évaluation des REE au niveau des sept stations du BVRI montre que la signature géochimique des sédiments de fond du BVRI reflète celles des roches-mères calcaires d'Afka et de Roueiss. De plus l'étude des éléments traces nous montre que leurs concentrations dans les sédiments du BVRI sont 100% d'origine naturelle à l'exception de Pb et Cd révélant ainsi une contamination anthropique sur ces éléments. Toutefois la totalité des échantillons de sédiments montre un enrichissement marqué en terres rares légères par rapport aux valeurs moyennes de PAAS, probablement dû à un fractionnement classique lourd/léger d'origine naturelle.

La concentration en ET des SF du BVRI varie légèrement au cours du cycle hydrologique, mais change grandement en passant d'une station à l'autre de l'amont vers l'aval du bassin. Cela est en grande partie du au changement du mode d'occupation de sol, mais aussi aux activités humaines. Il reste à signaler que nos résultats sont fonction du choix de l'élément normalisant qui une fois remplacé par un autre, peut donner une part anthropique plus ou moins importante.

CHAPITRE VI

BILAN DE L'ÉROSION CHIMIQUE ET CONSOMMATION DE CO_2 ATMOSPHÉRIQUE

INTRODUCTION

Après avoir étudié la composition chimique des eaux de la Rivière Ibrahim et le transport des matières en solution depuis la source jusqu'à l'embouchure dans le chapitre 4, nous présentons dans ce chapitre le bilan de l'érosion chimique estimé à partir des transports en solution ainsi que le bilan du CO_2 consommé par l'érosion chimique sur ce bassin.

L'altération chimique naturelle des roches correspond à l'hydrolyse ou à la dissolution des minéraux par l'acide carbonique issu du gaz carbonique atmosphérique, via la minéralisation de la matière organique des sols qui libère du CO_2 biogénique (Probst et Probst, sous presse). « *C'est le puits du CO_2 atmosphérique* » (Ludwig, 1996). Dans les fleuves, le CO_2 dissous qui entre dans les réactions d'altérations se retrouve libéré principalement, au pH des eaux de surface, sous forme d'ions bicarbonatés (HCO_3^-), que l'on soit sur roches silicatées ou carbonatées (Amiotte Suchet et Probst, 1993a et b). D'où l'effet primordial que joue l'érosion chimique sur le taux de CO_2 dans l'atmosphère, et par conséquent sur les changements climatiques (France-Lanord et Derry, 1998). Pour cette raison, la communauté scientifique s'est intéressée à l'importance du rôle des fleuves dans le transfert du carbone inorganique vers les océans et plus généralement dans leur rôle sur le cycle global du carbone. Les rivières elles-mêmes sont en effet les principaux agents de transport du carbone de l'atmosphère vers l'océan. Le suivi des flux de carbone est aussi utilisé pour détecter tous changements dus aux activités anthropiques ou naturelles, et qui pourraient affecter directement ou indirectement le cycle du carbone sur les continents (Mulholland et Watts, 1982 ; Probst, 1992 ; Probst et al., 1994 ; Semhi et al., 2000 ; Perrin et al, 2008).

Au cours de leurs transports dans les fleuves, les flux d'éléments dissous peuvent être modifiés par les interactions avec les MES et les sédiments de fond (phénomènes d'adsorption et de désorption), avec les organismes aquatiques présents (micro ou macro) ou encore par diverses réactions biogéochimiques (précipitation/dissolution, dénitrification et oxydation de la matière organique) qui peuvent se développer dans le cours d'eau (Probst, 1992). Ainsi, quand on établit un bilan de l'érosion chimique sur un bassin à partir des transports fluviaux en solution, il convient de tenir compte de toutes ces caractéristiques.

Le bilan de l'érosion chimique des continents et le flux de CO_2 consommé par l'altération chimique ont déjà suscité de nombreuses recherches sur différents bassins du monde. Citons entre autres les travaux de Garels et al., (1975), Wollast and Mackenzie (1983), Meybeck (1979 et 1987), Probst (1992, 1993), Amiotte Suchet et Probst (1993 a et b), Probst et al., (1994), Ludwig et al., (1996 a et b), Gaillardet et al., (1999) ; Amiotte Suchet et al., 2003.

Le flux global de carbone transporté par les fleuves vers les océans représente environ 1GtC/an (0,8 à 1,2 selon les estimations, Amiotte Suchet et al., (2003), 40% sous forme organique (DOC et POC) et 60% sous forme inorganique (DIC et PIC). Le flux de carbone inorganique dissous (DIC) représente près de 30 à 40% du flux total de carbone : c'est la forme de carbone exportée vers les océans qui représente le flux le plus important. Un tiers du flux de DIC (soit 0,1-0,15 GtC/an) est produit pour la dissolution du carbonate des roches, et deux tiers (soit 0,2-0,3 GtC/an) proviennent du CO_2 atmosphérique et biogénique utilisé pour dissoudre ou hydrolyser les minéraux des roches (Meybeck, 1982 ; Amiotte Suchet et al., 2003).

Dans ce contexte, nous cherchons à étudier l'érosion chimique ainsi que la consommation de CO_2 atmosphérique par l'altération des roches du bassin versant de l'Ibrahim. Soulignons ici qu'à notre connaissance, ce travail n'a jamais été effectué jusqu'à présent sur le BVRI. Pour ce faire, nous avons dans un premier temps estimé le flux total d'éléments dissous libérés par l'érosion chimique des roches du bassin. Ensuite, nous avons déterminé l'épaisseur des roches et des sols affectés par l'érosion chimique en partant de l'hypothèse que le BVRI est un bassin globalement carbonaté. Enfin, nous avons calculé la quantité de gaz carbonique consommée par l'érosion chimique des carbonates et libérée en solution dans les eaux de l'Ibrahim sous forme d'ions bicarbonatés.

Dans ce domaine deux approches sont les plus utilisées :

- Une première, par type de roche, est comparable au « Temperate Stream Model » de Meybeck (1987). Elle consiste à calculer la composition chimique des eaux qui drainent les différents types de roches d'un bassin à partir de petits bassins versants monolithologiques.
- Une deuxième approche plus globale utilise la décomposition du signal géochimique mesuré à l'exutoire d'un bassin versant, pour remonter à l'altération des différents minéraux. C'est le modèle géochimique MEGA (Major Element Geochemical Approach) (Amiotte Suchet et Probst, 1986 ; Haida, 2000). Ce modèle s'est inspiré de la démarche de Stallard (1980) pour le bassin de l'Amazone, démarche qui consistait à calculer la composition chimique des eaux à l'exutoire sur la base des réactions d'altération des principaux minéraux altérés.

Nous avons opté pour la deuxième approche, celle-ci ayant déjà été adoptée par plusieurs auteurs sur différents bassins à travers le monde : Semhi et al. (2000) sur la Garonne, Mortatti et Probst (2003) sur l'Amazone, Perrin et al., (2008) sur les bassins gascons, Donnini et al. (2015) sur les rivières de l'Arc Alpin. Pour cela, nous sommes partis de l'hypothèse que la quasi-totalité de notre bassin versant est couverte de roches carbonatées. En effet les roches carbonatées recouvrent 92% de la surface du bassin, 8% étant occupés par des basaltes (cf Table VI, chapitre 2).

La figure 96 ci-dessous schématise le mécanisme qui s'effectue sur les roches carbonatées en général, et sur l'Ibrahim en particulier. En effet, dans le cas d'un bassin versant drainant des roches calcaires, au cours des années les eaux de pluie traversent les roches carbonatées et dissolvent les carbonates, libérant ainsi des ions bicarbonates dans les eaux de surface et souterraines et formant des sols en surface. L'objectif du travail exposé dans ce chapitre est d'estimer la quantité de carbonates qui ont été dissous pour connaître la vitesse de progression du front de dissolution des carbonates sur ce bassin.

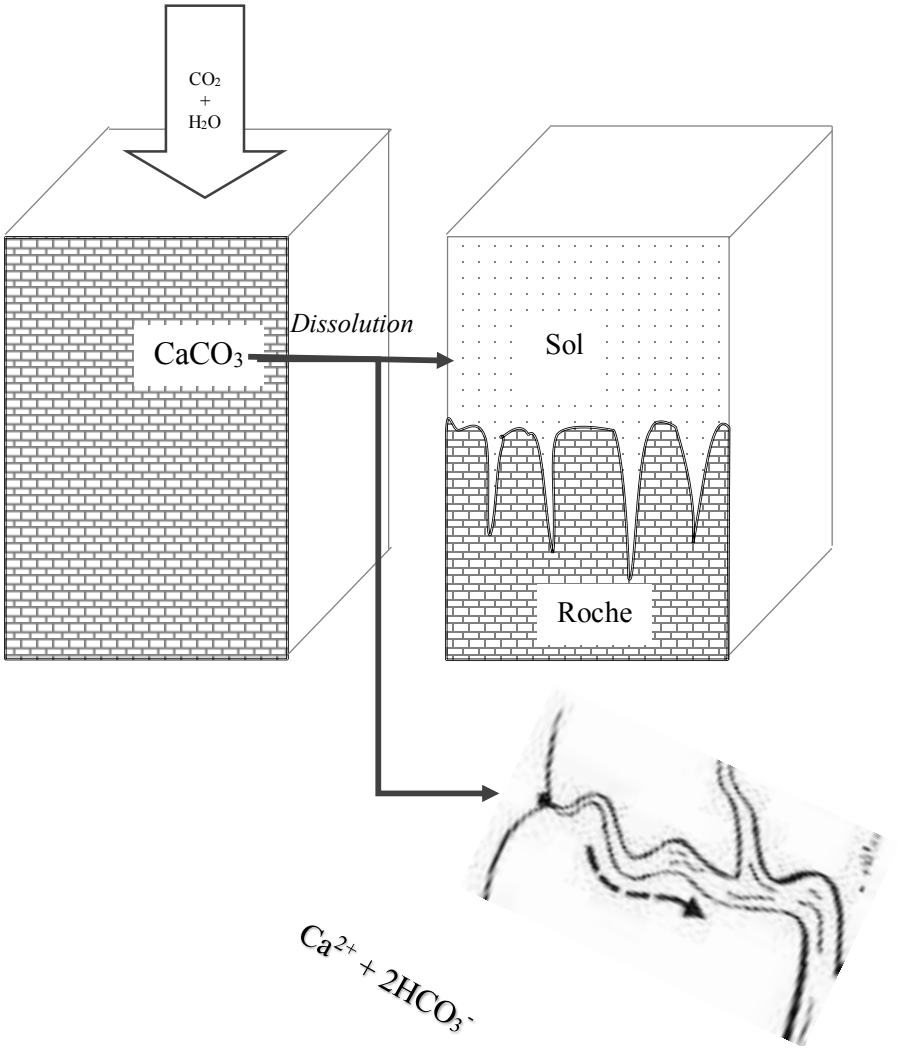


Figure 96 : *Schématisation de la dissolution d'une roche carbonatée*

6.1. Altération des carbonates sur le bassin versant de l'Ibrahim

La dissolution de la roche calcaire libère du calcium en solution, du magnésium et des bicarbonates. Contrairement aux roches silicatées où la totalité des ions bicarbonates est fournie par le CO_2 atmosphérique, la moitié seulement des ions bicarbonates provient de l'altération des roches carbonatées, l'autre moitié venant des carbonates des roches suivant l'équation :

$$Ca_{1-x}Mg_xCO_3 + CO_2 + H_2O \leftrightarrow Ca_{1-x}^{2+} + Mg^{2+}_x + 2HCO_3^- \qquad (1)$$

D'après la méthode des bilans partiels, la quantité totale de matières dissoutes transportées par l'Ibrahim est de 122372 tonnes pour l'année 2012-2013. Les bicarbonates (73%), le calcium (18%) et le magnésium (4%) à un degré moindre, constituent les espèces les plus abondantes dans les eaux de la rivière. La dégradation spécifique moyenne sur ce bassin est de 374 t/km^2/an (Table XXVI). Sur ce bassin affleurent principalement des roches carbonatées et domine donc la dissolution des minéraux carbonatés, notamment la calcite, la dolomite et la calcite magnésienne.

	Espèce	C ($mg.L^{-1}$)	T (t/an)	Pourcentage (%)	Flux ($t/km^2/an$)
Cations	Ca^{2+}	47	22337	18	68
	Mg^{2+}	13,7	4773	4	15
	SO_4^{2-}	7,4	2442	1,9	7,5
	Na^+	5,1	2121	1,7	6,5
	K^+	0,6	202	0,1	0,6
Anions	HCO_3^-	201	88888	73	272
	Cl^-	5,9	1609	1,3	4,9
Total	-	-	122372	100	374

Table XXVI : Concentrations moyennes annuelles et tonnage annuel des éléments exportés en solution par l'Ibrahim

D'après l'équation (1), le flux de carbonates dissous est égal aux flux de calcium et de magnésium libérés en solution, auxquels s'ajoute le flux de carbonates, soit la moitié du flux de bicarbonates, l'autre moitié venant du CO_2.

Il est donc possible d'estimer la quantité totale de carbonates dissous (T_{CaCO_3}) sur le bassin versant de l'Ibrahim en faisant la somme des flux de Ca (T_{Ca}) et Mg (T_{Mg}) et de la moitié du flux de bicarbonates (T_{CaCO_3}) transportés par le fleuve à l'exutoire :

$$TCaCO_3 = T_{Ca} + T_{Mg} + 0,5\ THCO_3 \qquad (2)$$

Pour l'ensemble du bassin de l'Ibrahim, la quantité totale de carbonates dissous ($TCaCO_3$) est de 71 554 tonnes de $CaCO_3$ soit 219 t/km^2/an.

Nos valeurs restent supérieures à celle obtenue par Probst (1986) sur le bassin molassique carbonaté (24% de $CaCO_3$) du Girou (430 km^2) dans le Sud-Ouest de la France.

Le tonnage de carbonates dissous exporté par le Girou peut être estimé à 20985 tonnes/an, soit 49 t/km^2/an. Le tonnage spécifique de $CaCO_3$ dissous sur l'Ibrahim est 4,5 fois supérieur à celui du Girou. Mais les molasses carbonatées du Girou ne contiennent que 24% de calcaire, soit 4,2 fois moins de $CaCO_3$ que dans un calcaire pur. On retrouve donc ici le rapport observé pour les tonnages de $CaCO_3$ exportés par les deux cours d'eau.

En faisant l'hypothèse d'une densité moyenne des carbonates de 2,7 tonnes/m^3 et d'une altération homogène sur l'ensemble du bassin qui s'effectue identiquement sur tout le bassin, la vitesse de dissolution de carbonates est calculée comme suit:

$$Vitesse\ de\ dissolution\ (m/an) = \frac{T_{CaCO3}}{S\ x\ d} x10^{-6}$$

Avec $TCaCO_3$ = flux des carbonates dissous et transportés par le cours d'eau (Tonnes/an)
S= surface du bassin (km^2)
d= densité moyenne des carbonates (Tonnes/m^3)

La dissolution des carbonates sur le BVRI s'effectue à une vitesse 0,081 mm/an (soit 81 µm/an). En d'autres termes, si l'on raisonne à une échelle quaternaire récente (celle de la formation des sols dans nos régions), 10 000 ans sont nécessaires pour dissoudre 81 cm de roche calcaire. Cette vitesse de progression du front de décarbonatation sur l'Ibrahim est finalement assez proche de celle estimée par Probst (1986) sur le bassin du Girou à 100 cm/10 000 ans, même si ce bassin draine une molasse carbonatée qui contient seulement 24% de carbonates.

De la même façon, nous avons calculé la quantité de carbonates dissous au niveau des deux sources Afka et Roueiss, le tonnage spécifique, et la vitesse de dissolution correspondants (Table XXVII). La quantité de carbonates sur la source Afka est légèrement supérieure à celle de la source Roueiss pour un débit à peu près identique, soit 26 377 t/an, soit 296 t/km^2/an sur la source Roueiss pour un tonnage de 22579 sur Afka. Si l'on considère que le tonnage total sur l'Ibrahim est de 100% et l'on calcule les pourcentages respectifs des deux sous bassins amont, on trouve que le sous-bassin NI6 contribue à 37% du tonnage total, et qu'Afka à 32% seulement. Cela veut dire que des apports latéraux depuis le NI5 jusqu'au NI1 participent au flux total de carbonates observés à l'embouchure.

Pour ces deux sources, la dissolution s'effectue à une vitesse à peu près égale à 110 µm/an, vitesse légèrement supérieure à celle observée en NI1. La vitesse de décarbonatation est plus importante en amont qu'en aval du BV. Cela est en grande partie dû aux carbonates (plus présents et plus riche en calcite alors qu'en aval il y a plus de calcite magnésienne voire de dolomite, moins soluble) en présence des sources karstiques.

Sous-bassin	T_a $CaCO_3$ (t/an)	Ts $CaCO_3$ (t/Km^2/an)	$TCaCO_3$ (%)	V (µm/an ou cm/10^4 ans)
NI1	71554	219	100	81
NI6	26377	296	37	110
NI7	22579	301	32	112

T_a : tonnages annuels exportés en solution t/an
Ts : tonnages spécifiques en solution t/km^2/mois
$T_{\%}$: pourcentage par rapport au transport total en solution
V : vitesse de dissolution des carbonates en µm/an

Table XXVII : Tonnages des carbonates dissous et exportés par les cours d'eau au niveau de la source (NI1) et des deux sources Afka (NI7) et Roueiss (NI6) et vitesses de dissolution correspondantes

Dans la partie qui suit, nous allons quantifier le flux de CO_2 consommé lors de l'altération chimique sur notre région d'étude.

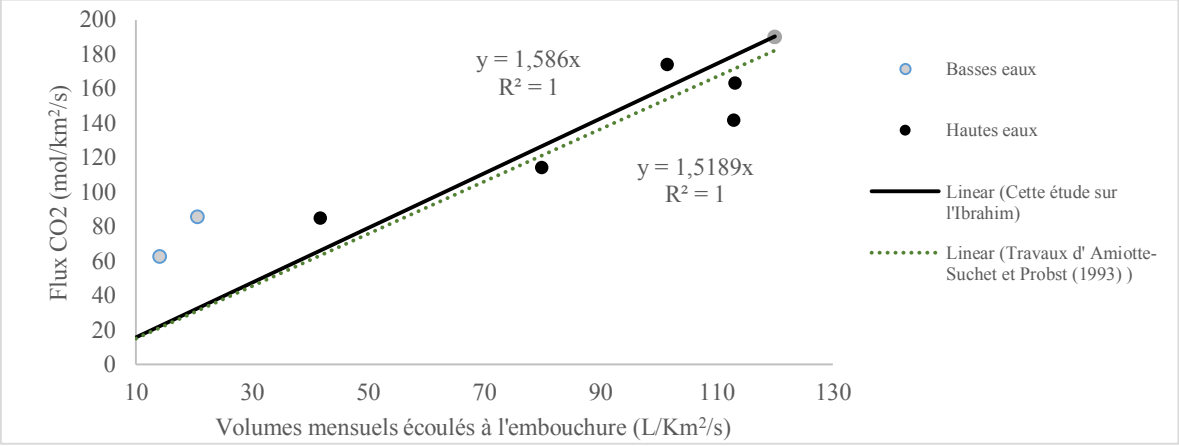
6.2. Flux de CO_2 consommé par l'érosion chimique

Le flux de CO_2 consommé par l'altération chimique continentale peut être estimé à partir de la teneur en bicarbonates dans les eaux de surface. D'après Ludwig (1996) et Probst (1988), les principaux facteurs qui contrôlent le flux de CO_2 consommé par l'altération chimique continentale sont le drainage, la température de l'air et l'abondance des roches carbonatées. Amiotte Suchet et Probst (1993a et b) ont démontré que le taux d'altération augmente exponentiellement avec l'augmentation du taux de minéraux carbonatés dans les roches. Dans les roches carbonatées, le flux de CO_2 consommé par l'altération chimique est égal à la moitié du flux de bicarbonates exportés par les eaux de surface (Garrels et Mackenzie, 1971 ; Meybeck, 1986 ; Probst et al. 1994 ; Amiotte Suchet et al., 2003).

Dans notre bassin versant, l'altération chimique des carbonates consomme 7,3 x 10^8 moles/an de CO_2, soit 2,23 x10^6 moles/km^2/an de CO_2 au cours du cycle hydrologique. Ce flux est caractéristique des roches carbonatées qui présentent le flux le plus élevé de CO_2 consommé par l'érosion chimique parmi les différents types de roches, soit 17 fois plus élevé dans une roche carbonatée que dans une roche métamorphique (roche qui présente le flux de CO_2 le plus faible).

Cette valeur est largement supérieure à celle trouvée par Probst (1986) sur le bassin du Girou: 1,95 x10^8 moles de CO_2 par an, soit 0,45 x10^6 moles/km^2/an de CO_2, valeur d'ailleurs proche de la moyenne mondiale des surfaces carbonatées estimée par Amiotte Suchet et al. (2003) à 0,48 10^6 moles/km^2/an de CO_2. Le flux de CO_2 que nous avons estimé sur le bassin de l'Ibrahim est du même ordre de grandeur que celui d'un bassin carbonaté et karstique comme celui du Si-Kiang au sud de la Chine où le flux est estimé à 1,13 10^6 moles/km^2/an de CO_2 par Amiotte Suchet et al. (2003). Ce flux voit 1,8 x10^6 moles/km^2/an consommées en période de hautes eaux qui comptent 79% de ce flux, et 0,3 x10^6 moles/km^2/an (21%) en période de basses eaux.

La figure ci-dessous représente le flux mensuel de CO_2 (10^{-3} moles/Km^2/s) sur l'Ibrahim en fonction des volumes d'eau mensuels (L/km^2/s) écoulés à l'embouchure. Ce graphique nous montre clairement que le flux de CO_2 augmente graduellement avec l'intensité du drainage et donc, le débit de la rivière. Les flux de CO_2 consommés par la dissolution des carbonates sont ainsi faibles en période de basses eaux et plus importants en hautes eaux (Figure 97 gris et noirs).



La droite en pointillé présente la relation établie par Amiotte Suchet et Probst (1993a 1993 b). La droite continue présente la relation obtenue sur les valeurs de l'Ibrahim.

Figure 97 : Relation entre le flux de CO_2 mensuel et les volumes d'eaux écoulées à l'embouchure au cours de l'année 2012-2013

À titre indicatif, nous avons reporté sur ce même graphique l'équation de la même relation établie par Amiotte Suchet et Probst (1993a et b) sur les petits bassins versants carbonatés (Figure 97 en pointillé). Les deux relations nous donnent la même équation du type : Φ CO_2 = 1,5186 x Q.

Ainsi, comme l'ont souligné Amiotte Suchet et Probst (1993a et b) plus le débit spécifique augmente, plus l'altération chimique et la consommation de CO_2 augmentent. De plus nous pouvons supposer que partout dans le monde, les roches carbonatées présentent la même équation.

Il reste à souligner qu'à des altitudes supérieures à 1200 m, une couverture neigeuse de 1,92 mètre de profondeur, couvre environ 40% de la surface du BV (Shaban et al., 2015). Celle-ci participe à l'augmentation de la pression partielle en CO_2 dans les solutions du sol. En effet, au-dessous de ce manteau neigeux, la minéralisation de la matière organique demeure faible par rapport aux autres surfaces du BV non couvertes de neiges. La matière organique se minéralise, s'oxyde avec les bactéries avec relargage du CO_2. Ce phénomène est aussi appelé la respiration de sol selon l'équation et est décrit par l'équation suivante :

$$CH_2O + ½O_2 \rightarrow CO_2+H_2O$$

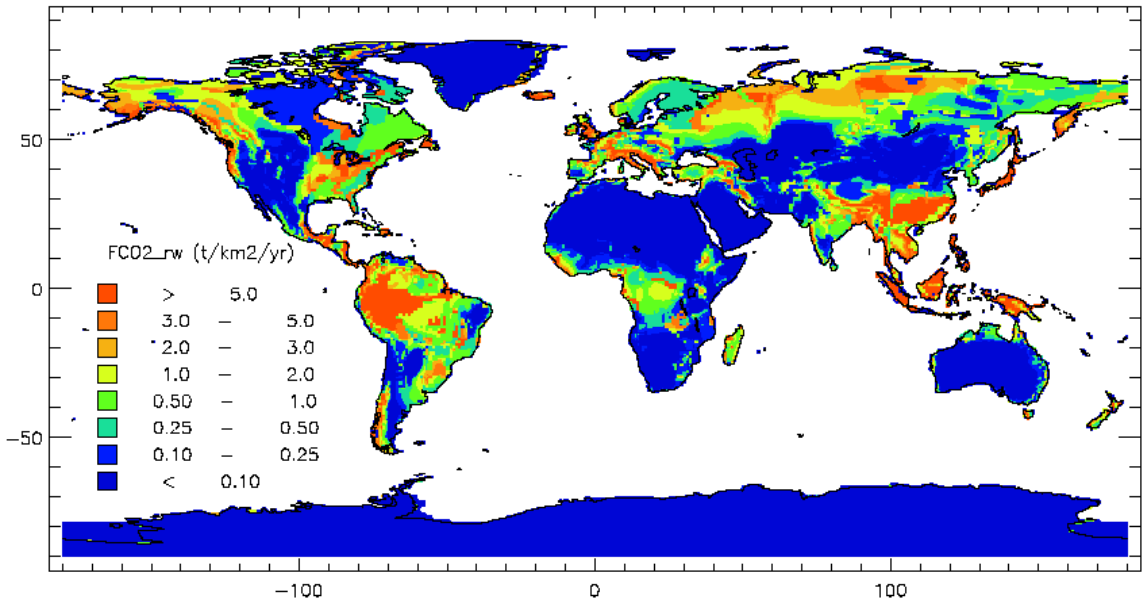
Toutefois, en présence de couverture neigeuse, cette quantité de CO_2 reste piégée sous le manteau et augmente la pCO_2 des sols et la quantité d'acide carbonique H_2CO_3. Et ainsi sous le manteau neigeux, le dégazage du CO_2 augmente, mais reste confiné. Dans ces conditions, l'eau devient plus acide et dissout davantage les roches calcaires. Ainsi l'équilibre se déplace dans le sens de la dissolution du calcaire (réaction 1). Ceci fait qu'en amont, outre la pluie, la neige (au niveau des stations NI6 et NI7) conduit à une pression partielle plus importante en CO_2 dans les solutions du sol et donc à une dissolution du karst plus active.

6.3. Comparaison des valeurs du BVRI aux valeurs internationales

La plupart des travaux qui ont étudié la consommation de CO_2 atmosphérique ont été effectués sur de grands bassins dans le monde. Citons par exemple les travaux de Probst (1983 et 1990) sur la Garonne ; d'Amiotte Suchet et Probst (1995) sur le Congo ; de Boeglin et Probst sur le Niger (1998) ; de Mortatti et Probst (2003) sur l'Amazone ; de Singh et al. (2005) sur la Brahmaputra en Chine ; de Sun et al., (2010) sur le Xjiang en Chine ; de Weihua et al., (2013) sur le Xishui en Chine… De plus, n'ayant pas de données sur des bassins versants au niveau du Liban,

il a été difficile de situer la consommation de CO_2 du BVRI par rapport à celles des bassins libanais. Pour ce faire, nous avons comparé nos résultats à des travaux effectués par d'autres auteurs du monde sur des bassins carbonatés, et notamment dans les Alpes.

1) Dans une première approche, nous nous sommes basés sur la carte de consommation de CO_2 atmosphérique dans le monde. Une modélisation empirique a été effectuée par Ludwig et al., 2011 pour prévoir la quantité de CO_2 atmosphérique consommée par l'érosion continentale par les fleuves du monde (carte de la figure 98).



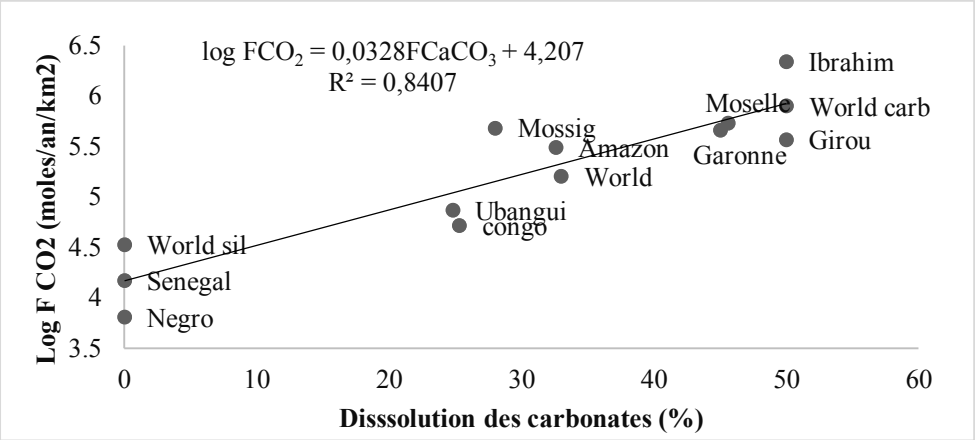
Source : Ludwig et al., 2011

Figure 98 : Flux de CO_2 atmosphérique consommé par l'érosion chimique sur les continents

Le flux moyen annuel de CO_2 consommé par l'ensemble des continents a été estimé à 0,26 GT C/an. 72% (16.10^{12} moles/an) de cette consommation a lieu dans l'Hémisphère Nord. Cette carte schématise la consommation de CO_2 atmosphérique sur les fleuves du monde en les classant en 8 plages (>0,10 ; 0,10 – 0,25 ; 0,25 – 0,50 ; 0,50 – 1 ; 1 – 2 ; 2 – 3 ; 3 – 5 et >5) en tonnes/km^2/an. À petite échelle, notre étude a montré que l'altération chimique des carbonates sur l'Ibrahim consomme 98 tonnes/km^2/an de CO_2. Valeur normale pour des roches carbonatées dans une région où les précipitations sont importantes. Or d'après la carte, le Liban se situe dans la zone rouge (consommation supérieure à 5t/km^2/an), ainsi en bon accord avec nos estimations.

2) Dans un second temps nous avons utilisé une relation déjà établie entre le flux de CO_2 et la dissolution. Dans une étude effectuée sur le flux de CO_2 consommé par l'altération chimique des roches sur le bassin du Congo et d l'Amazone, Probst et al., (1994) montrent une très forte relation entre le flux de CO_2 consommée par l'altération chimique et la contribution de la dissolution des carbonates et des silicates. Cette relation s'écrit sous la forme d'un modèle linéaire: $\log FCO_2 = 0{,}0328\ FCaCO_3 + 4{,}207$.

Si l'on intègre la valeur du flux de CO_2 de l'Ibrahim sur ce graphe (Figure 99), nous remarquons que l'Ibrahim est assez proche du Girou et des roches carbonatées du monde avec une relation à peu près identique.



Source : Probst et al., 1994

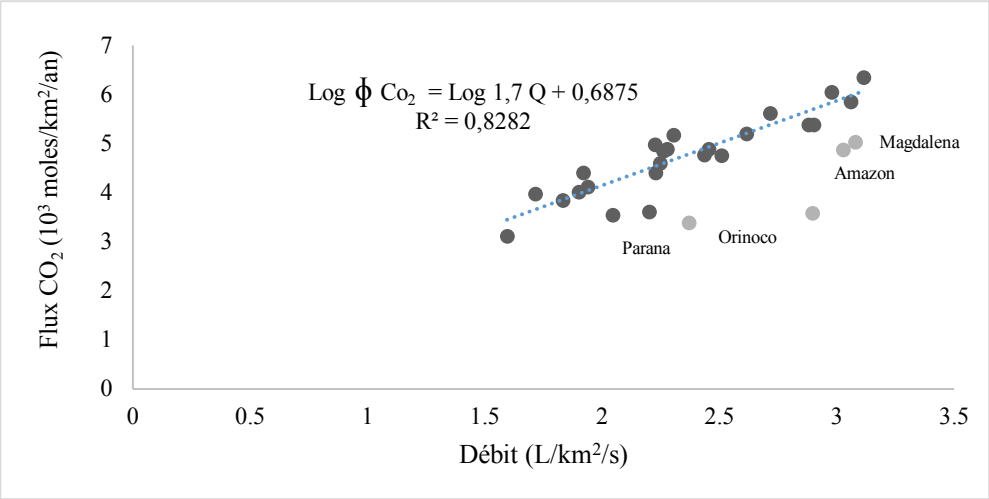
Figure 99 : Relation entre flux de CO_2 atmosphérique et la dissolution des carbonates dans des bassins versants du monde

3) Finalement, dans le but de comparer notre valeur à des valeurs obtenues sur des bassins carbonatés du monde en tenant compte de plusieurs facteurs tels que le débit, le flux de CO_2 atmosphérique, et le pourcentage des surfaces carbonatées, nous nous sommes basées sur les travaux d'Amiotte Suchet al. 2003 et de Donnini et al. (2015). Les données relatives à chaque bassin figurent dans la table XXVIII ci-dessous.

Nous observons une relation linéaire entre le flux de CO_2 et le débit bien que les débits représentent le drainage observé à l'exutoire du bassin et non le drainage des surfaces carbonatées uniquement (Figure 100).Cette relation est du type :

$$\text{Log } \phi\ CO_2 = \text{Log } 1{,}7\ Q + 0{,}6875$$

Le flux est une fonction du débit : lorsque le drainage augmente, l'altération chimique sur ces bassins et le flux de CO_2 augmentent à leur tour. Les bassins du Parana, de l'Orinoco, de l'Amazon et de la Magdalena font exception et présentent un écart à cette tendance. Cela est dû au fait que dans ces grands bassins, la géologie dominante est composée de roches silicatées et que les carbonates sont très peu présents. De même nous observons que la concentration en bicarbonates des bassins carbonatés augmente avec le drainage.

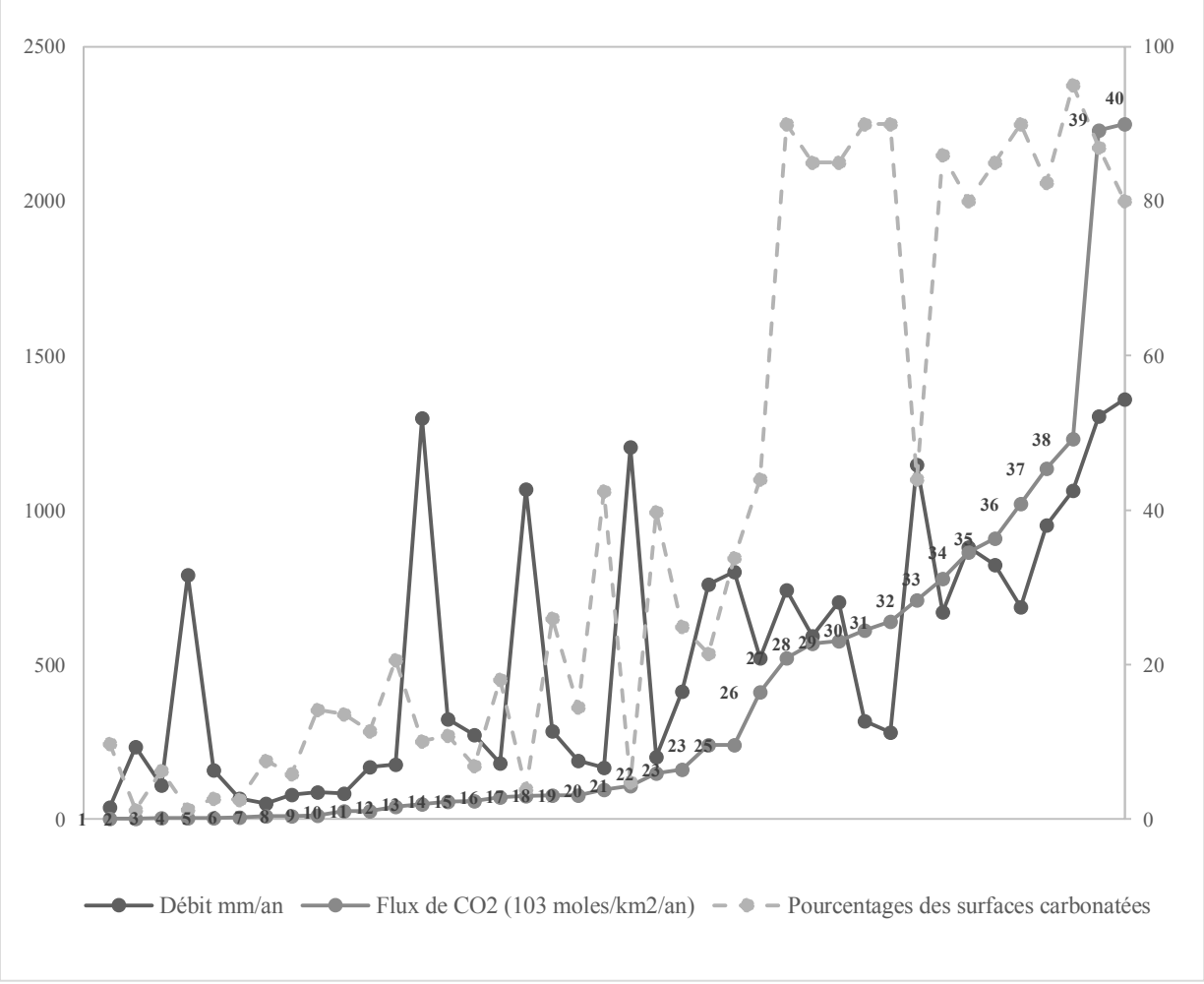


Source : les données ont été acquises à partir des travaux d'Amiotte Suchet et al., 2003

Figure 100 : Relation entre les flux de CO_2 (ϕCO_2) consommés par l'altération chimique et les débits (Q) de bassins versants carbonatés

Le graphique ci-dessous montre la variation du flux de CO_2 (en rouge) croissant dans les bassins carbonatés du monde et la variation du débit et des pourcentages des surfaces carbonatées correspondantes (Figure 101). Nous remarquons que l'Isère (France), l'Ibrahim et le Livenza (Italie) présentent les flux de CO_2 les plus élevés par rapport aux 32 bassins du monde pris en compte dans cette comparaison. Ces trois bassins présentent des débits et des surfaces carbonatées les plus élevés par rapport aux autres bassins. Mais l'Irrawadi présente un très faible flux de CO_2 malgré son drainage très élevé. Cela nous montre que d'autres facteurs participent à l'augmentation du flux de CO_2 entre autres la température et les précipitations. Ce qui signifie que si le BVRI était en climat semi-aride par exemple, le flux de CO_2 ne serait pas aussi élevé que dans un climat méditerranéen humide tel que dans les montagnes du Liban.

De plus nous remarquons qu'en général dans ces bassins, il y a une tendance générale d'augmentation du flux de CO_2 avec le drainage des bassins, avec des exceptions comme remarqué dans la partie ci-dessus. Les pics de drainage au niveau des bassins du Parana, de l'Orinoco, de l'Amazon et de la Magdalena ne sont pas associés à une augmentation du flux de CO_2 , même si le pourcentage de surfaces carbonatées est important. Cependant ce pourcentage permet de relativiser le drainage des surfaces carbonatées. Et ainsi nous pouvons supposer que le flux de CO_2 est fonction du drainage comme l'ont déjà démontré Amiotte Suchet et al. (2003) et Donini et al., (2015).



Source : D'apès les travaux d'Amiotte Suhet et al. (2003) et de Donnini et al. (2015)

Figure 101 : Variation du flux de CO_2 dans plusieurs bassins du monde et de leur drainage et pourcentage de surfaces carbonatées correspondants

N°	Nom du bassin	Débit (mm/an)	SBV (10^6 Millions de Km^2)	SF (%)	Flux CO_2 (10^3 moles/km^2/an)
1	Orange	39,4	0,66	9,8	1,3
2	Parana	234,5	2,84	1,2	2,5
3	Niger	110,7	1,5	6,3	3,6
4	Orinoco	790,6	0,96	1,3	3,8
5	Ob	158,5	3,01	2,7	4,1
6	Nile	67,9	1,84	2,5	7,1
7	Huangho	51,9	0,79	7,6	9,5
8	Don	79,5	0,39	5,9	10,5
9	Limpopo	87,1	0,31	14,2	13,1
10	Zambesi	83,2	1,31	13,6	25,5
11	Lena	169,4	2,32	11,42	25,9
12	Mackenzie	176,9	1,47	20,6	40,4
13	Zaïre	1298,0	0,327	10,1	48,1
14	Severmaia Dvina	323,3	0,3	10,8	57,9
15	Ienisseï	272,5	2,44	6,9	60,0
16	Mississippi	182,1	3,13	18,1	70,6
17	Amazon	1067,4	5,83	3,9	75,5
18	Indus	285,2	0,88	26	77,2
19	Danube	189,2	0,74	14,5	77,6
20	Tigre-Euphrate	167,7	0,93	42,5	95,3
21	Magdalena	1203,8	0,26	4,8	108,5
22	Sao Francisco	201,7	0,59	39,8	148,8
23	St Lawrence	413,8	0,87	24,9	161,4
23	Mékong	759,8	0,82	21,4	240,2
25	Gange Brahma	800,6	1,64	33,8	240,5
26	Yangtze-kiang	521,8	1,74	44	412,2
27	Adda	742,3	4,707	90	522
28	Reuss	593,2	2,839	85	569
29	Rhône	702,5	10,46	85	576
30	Roia	317,3	0,663	90	612
31	Tagliamento	280,1	2,309	90	639
32	Irrawadi	1147,5	0,4	44	709,7
33	Aare	669,3	8,282	86	779
34	Brenta	880,5	1,601	80	863
35	Isonzo	822,2	1,611	85	908
36	Lech	685,6	2,907	90	1020
37	Si Kiang	952,3	0,44	82,4	1135,3
38	Isère	1064,1	11,175	95	1230
39	Ibrahim	1304,6	0,327	87	2230
40	Livenza	1359,4	1,77	80	2250

1→ 26 données issues de Amiotte Suchet et al., 2003 ; 26→ 38 et 40 données issues de Donnini et al.., 2015 et 39 : cette étude. PSF : pourcentage des surfaces carbonatées

Table XXVIII : Flux de CO_2 atmosphérique consommé par l'érosion chimique sur 40 bassins du monde classés par ordre croissant de flux de CO_2 consommé par altération chimique

CONCLUSION

Dans cette partie, nous avions pour objectif d'étudier l'altération chimique sur le bassin versant de la Rivière Ibrahim et la consommation de CO_2 atmosphérique par l'érosion chimique. Nous avons observé que la dissolution des carbonates s'effectue à une vitesse de 81 cm/10 000 ans et que cette altération consomme 2,23 $x10^6$ moles/km^2/an de CO_2. Nous sommes parvenus au constat que les roches carbonatées du BVRI se dissolvent à une vitesse qui peut paraître faible (1m/10 000 ans), mais qui est relativement élevée par rapport à d'autres régions du monde. Cette vitesse de décarbonatation s'accompagne d'un flux de CO_2 consommé très élevé, typique des régions carbonatées bien « arrosées » et bien drainées.

La comparaison du flux de CO_2 par rapport aux valeurs obtenues dans des bassins carbonatés du monde nous a montré que d'autres facteurs participent à l'augmentation du flux de CO_2 tels que la température et les précipitations.

Toutefois, nos calculs se sont limités à l'érosion chimique, l'érosion mécanique n'ayant pas été ciblée dans cette première étude biogéochimique du BVRI. Une deuxième thèse centrée sur les transports solides et la vitesse de l'érosion physique démarre cette année et mettre en place un suivi haute résolution des MES à la station NI1 ainsi que des suivis de crues. L'altération chimique est fonction de la lithologie du bassin. Si le bassin était formé de granites, l'altération aurait été différente tout comme les produits de l'altération. De plus les 8% de basaltes n'ont pas été pris en considération, mais ils modifient très peu la composition chimique des eaux et des sédiments compte tenu de la faible surface qu'ils occupent.

Reste à mentionner que dans les études effectuées sur d'autres bassins du monde, les auteurs prennent en considération le drainage observé à l'exutoire du bassin. Donc pour une meilleure compréhension des résultats, nous proposons une nouvelle compilation des données pour avoir le drainage spécifique correspondant uniquement aux surfaces carbonatées.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce manuscrit expose les résultats de travaux d'une thèse préparée à l'Institut National Polytechnique de Toulouse dans le cadre de l'École Doctorale SDU2E (Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace, thèse en co-direction entre EcoLab (UMR CNRS-UPS-INPT) et le Centre National de Télédétection du CNRSL (Conseil National de la Recherche scientifique au Liban).

En guise de conclusion, nous reprendrons ici les principaux résultats de cette thèse dont la problématique résidait dans l'évaluation de l'impact anthropique sur les eaux de surface, les sédiments fluviaux et les milieux aquatiques du Bassin Versant du fleuve Ibrahim.

Cette thèse comportait quatre objectifs généraux :

- mettre en place une base de données des caractéristiques physiques et hydroclimatiques du bassin versant étudié,
- déterminer les compositions chimiques des eaux du fleuve (éléments majeurs) et des sédiments de fonds (éléments majeurs, traces et terres rares), ainsi que leur variation spatiale et temporelle,
- estimer les flux de matières exportées en solution par le fleuve et la vitesse moyenne d'érosion chimique associée de son bassin versant,
- évaluer la contamination métallique éventuelle des sédiments de fonds du fleuve et déterminer sa variation spatio-temporelle.

Ces objectifs ont pour finalité non seulement de décrire l'état actuel du BV, mais aussi de fournir les bases pour être en mesure de prédire l'évolution de cet état pour les années à venir dans un contexte de changement climatique ou de perturbations anthropiques.

Pour réaliser ce travail, après avoir choisi judicieusement les sept stations du BVRI, nous avons effectué des campagnes d'échantillonnage mensuel pendant un an pour les eaux de surface et deux campagnes d'échantillonnage (hautes eaux et basses eaux) pour les sédiments de fond (milieu intégrateur et représentatif du transport sédimentaire). Ces stations représentent chacune

un type d'occupation du sol spécifique. Nous avons procédé à une série d'analyses sur ces échantillons d'eau et de sédiments prélévés sur les différentes stations.

Concernant les sédiments de fond, nous avons analysé les éléments majeurs, les traces, les terres rares, le carbone et de l'azote sur les fractions inférieures à 63 µm de manière à pouvoir comparer les résultats obtenus sur les différentes stations, de l'amont vers l'aval. Nous avons également déterminé leur microgranulométrie et leur surface spécifique. Pour les échantillons d'eau, les analyses ont porté sur les éléments majeurs et le COD. En plus de ces analyses, nous avons mené une étude comparative entre les espèces diatomiques présentes dans les eaux du fleuve Ibrahim pour l'année en cours et nous les avons comparées à des résultats qui datent de 2001.

1. État des lieux de la pollution au Liban

Un premier travail bibliographique a permis de faire un tour d'horizon de l'état de la pollution des principaux cours d'eau libanais. Il en est ressorti que les rivières libanaises sont toutes, non seulement affectées par des rejets incontrôlés des effluents industriels, urbains et agricoles, mais aussi très mal gérées.

2. Caractérisation des états de surface et variables hydroclimatiques du bassin versant

Pour caractériser le bassin versant de l'Ibrahim, nous nous sommes partis sur des bases de données telle que les cartes (topographiques, hydrologiques, pédologiques et géologiques) disponibles au CNRSL, les données climatiques du Service climatologique de l'aéroport de Beyrouth et de L'IRAL (Institut de Recherche Agronomique libanais) que nous avons couplées avec les techniques développées de télédétection - SIG (Systèmes d'information géographique), pour caractériser le bassin versant. Ainsi des cartes de géologie, d'occupation du sol, d'hydrologie, de topographie, de pédologie et du climat ont été produites à l'échelle du bassin versant.

D'un point de vue hydrologique, il est ressorti que le débit de l'Ibrahim est majoritairement alimenté par les deux sources karstiques, Afka et Roueiss, notamment en période de basses eaux. Celui-ci est alimenté en plus par les précipitations et les écoulements de surface en période de hautes eaux. Les apports des précipitations neigeuses contribuent énormément aux ressources d'eau douce sur ce bassin. La géologie du bassin montre une prédominance des roches carbonatées, notamment des calcaires, dans les sept sous bassins où les affleurements varient de

70% à l'aval pour atteindre 100% au niveau des deux sources. Les leptosols et les sols associations présentent chacune environ 43% des sols présents dans ce bassin. Ces deux types de sols sont des formations caractéristiques des terrains karstiques à fortes pentes.

Nous avons fait l'inventaire de l'occupation des sols du bassin versant: sols et roches nues forment 50% de la surface du bassin et couvrent notamment, sa partie amont. L'autre moitié est couverte de surfaces boisées très diverses (37%), de végétation herbacée (11%), de terres agricoles (8%) et d'espaces artificialisés (1,5%). Toutes ces caractéristiques confèrent à ce bassin une diversité d'occupation des sols remarquable et une biodiversité importante dans les différentes formations.

Au début des travaux de thèse, les données hydrométriques existaient uniquement pour l'embouchure (station NI1), et les deux sources Afka (station NI7) et Roueiss (station NI6). Nous les avons utilisés pour établir les données pour 5 autres stations supplémentaires grâce à l'établissement de relations débits-surfaces spécifiques. À ce jour, ces résultats constituent à notre connaissance les premières bases de données relatives à ces stations pour le BVRI.

3. Flux de matières exportées en solution et vitesse d'érosion chimique associée

Dans les conditions actuelles, la composition physico-chimique des eaux de l'Ibrahim est comparable à celle de l'ensemble des eaux de rivières du Liban. Ces eaux présentent un pH compris entre 8 et 8,6. La conductivité électrique augmente légèrement de l'amont vers l'aval, montrant une contribution croissante de la dissolution ou de l'hydrolyse des différents minéraux qui proviennent des roches mères, notamment des carbonates.

Les eaux sont riches en Ca^{2+} (45 $mg.L^{-1}$) et en Mg^{2+} (11 $mg.L^{-1}$) reflétant une dissolution prédominante des carbonates. Le sodium, le potassium les sulfates et les chlorures présentent de faibles concentrations. La composition chimique des eaux varie peu ou pas entre la période des hautes et celle des basses eaux, à l'exception des eaux de la station NI3 entourée par de très grandes carrières et industries. Ceci nous a permis de mettre en évidence l'impact des activités humaines dans ce secteur du cours d'eau.

Le fait que les concentrations en COD dans les eaux du fleuve Ibrahim soient plus fortes en période de basses eaux (3,05±2,48 $mg.L^{-1}$) qu'en hautes eaux (1,01±0,61 $mg.L^{-1}$), nous pousse à conclure que les eaux venant du karst qui alimentent le fleuve sont plus enrichies en COD.

Au cours de la période d'étude, la concentration en calcium est restée quasiment constante, mais les concentrations élevées en Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, SO_4^{2-}et Cl^{-} en période de basses eaux et leurs diminutions progressives avec l'arrivée de la période des hautes eaux nous montre que ces éléments ont une origine plutôt profonde.

Les eaux de l'Ibrahim sont des eaux bicarbonatées calciques et le tonnage annuel des matériaux exportés en solution confirme cela : les ions de bicarbonates et les ions de calcium avec des tonnages respectifs de 88 888 t/an et de 22 337 t/an représentent près de 91% du transport en solution de l'Ibrahim (122 372 t/an). Il est à noter que 80% de ce tonnage est exporté en période des hautes eaux. De même, il ressort de nos estimations que les flux des différents éléments sont généralement 3 à 4 fois plus importants en période de hautes eaux qu'en période de basses eaux.

L'altération des roches carbonatées qui couvrent la quasi-totalité du bassin versant s'effectue à une vitesse de 81 cm/10000 ans. Cette altération consomme un flux élevé de CO_2 typique des régions carbonatées dont l'intensité des pluies et le drainage sont importants, soit 2,23 $x10^6$ moles/km^2/an de CO_2. Ce flux place le bassin de l'Ibrahim parmi les bassins versants du monde dont l'altération consomment le plus de CO_2.

La caractérisation de la composition physico-chimique de l'eau de la Rivière Ibrahim a permis d'établir pour la première fois, des bases de données non seulement pour la compréhension du fonctionnement du BVRI, mais aussi pour de futures études comparatives.

4. Teneurs des sédiments de fond en éléments traces

La texture des sédiments de fond du BVRI présente des fractions grossières qui varient d'un pôle très grossier (sableux) en avril vers un pôle fin (argileux) en décembre. En revanche, les fractions fines varient d'un pôle limon fin - argile (inférieur à 20%) vers un pôle limon grossier, le pourcentage d'argiles (inférieur à 2 µm) restant inférieur à 25%.

La composition chimique en éléments majeurs varie d'un pôle carbonaté (52,8%) vers un pôle silicaté (33,95%), reflétant la lithologie des bassins libanais typiquement carbonatés.

De même, la concentration des REE dans les sédiments de fond (SF) traduit l'homogénéité de la lithologie carbonatée du BVRI. Dans les 7 stations elle varie de la même manière selon l'ordre croissant: Ce > La > Nd > Pr > Sm > Gd > Dy > Er > Yb > Eu > Ho > Tb > Lu > Tm. La source Afka présente les valeurs les plus basses pour les deux périodes. La valeur maximale des

REE est observée en avril au niveau de source Roueiss (Ce 35,5 $\mu g.g^{-1}$) et la valeur minimale en avril sur le site source Afka (Tm 0,07 $\mu g.g^{-1}$). Les teneurs moyennes des terres rares varient de 0,30 $\mu g.g^{-1}$ pour le Tm à 27,66 $\mu g.g^{-1}$ pour le Ce, avec un fractionnement entre les terres rares légères (LREE) et les terres rares lourdes (HREE).

La normalisation des REE montre un appauvrissement par rapport au PAAS avec des profils de distribution identiques pour toutes les stations. Les SF présentent un appauvrissement en LREE par rapport aux HREE qui est moins marqué au niveau des deux sources. Cela peut être expliqué par la proximité de ces deux stations avec les sources karstiques. Ce fractionnement augmente de l'amont vers l'aval avec une très forte anomalie en Europium (Eu* moy = 5,02±2,75), typique des substratums carbonatés. Le rapport $(La/Yb)_N$ oscille autour de 0,40 (entre 0,16 et 0,57), confirmant aussi ce léger enrichissement en HREE. Le profil de distribution des REE des cinq stations amont (NI1 à NI5) suit celui des sources et des roches avec un léger fractionnement hérité de la roche-mère Roueiss.

Les analyses effectuées sur les SF montrent que les ET sont identiquement distribués dans toutes les stations selon l'ordre décroissant des concentrations : Zr> Sr > Cr > Zn > V > Ba > Ni > Cu > Y > Co > Nb > Rb > Pb > Sc > Ga > Th > U > Mo > Cs > Cd. Le Zr (661,5 $\mu g.g^{-1}$) est l'ET le plus abondant pour les deux missions. Les teneurs en ET des deux roches Afka et Roueiss (< DL pour tous les éléments à l'exception de V, Co, Rb, U, Sr, Ba et Y) sont 14 fois plus faibles que celles présentes dans les SF du BV.

La concentration en ET varie peu au cours du cycle hydrologique avec une légère augmentation en période de hautes eaux qui a pour origine les sources karstiques. Par contre cette concentration est modifiée de l'amont vers l'aval à cause des variations du mode d'occupation du sol, mais aussi des impacts anthropiques directs (rejets) ou indirects (retombées atmosphériques de polluants). Les éléments tels que le Sc, V, Cr, Co, Ni, Ga et Cu montrent une augmentation de leur concentration de l'aval vers l'amont (station NI2 jusqu'à NI5), alors que le Th, U et Pb varient en profil inverse. Toutefois les deux stations NI6 et NI7 les plus proches des sources présentent les concentrations les plus faibles pour tous éléments (à l'exception de Rb et Mo pour NI7, Cs et Pb pour NI6).

5. Degré de contamination des sédiments de fond et variation spatio-temporelle

La détermination de la part naturelle et anthropique dans la concentration totale en ET est primordiale pour appréhender les origines des ET mesurés, mais aussi pour savoir si ces derniers reflètent ou pas le fond géochimique naturel. Cela a été fait par le calcul du facteur d'enrichissement (FE). Le seuil d'enrichissement a été fixé à 1,5 pour tenir compte de la variabilité naturelle des concentrations dans les sédiments.

L'élément le plus enrichi dans les SF est le Zr avec un EF compris entre 5 et 20. Sa part anthropique varie entre 26 et 92%. Quant au Rb, avec EF moy de 0,4, il est l'ET le moins enrichi dans toutes les stations. Il est donc d'origine presque exclusivement naturelle. Les ET tels que le Cr, Zr, Zn, Cd, Pb, Th et Y, Co, Cu, Th et Y présentent des EF compris entre 1,5 et 5 au niveau de la station NI1. La contribution anthropique sur ces éléments ne dépasse pas les 20% dans toutes les stations. Les stations NI4, NI5 et à un degré moindre, NI6 présentent des EF inférieurs à 1,5 et la teneur des ET dans les sédiments de ces stations est d'origine naturelle.

Au total les EF calculés sont légèrement plus élevés en avril qu'en décembre. Au niveau de la station NI2 le zirconium devient 7 fois plus élevé en avril.

Toutes ces observations nous emmènent à avancer que le BVRI n'est pas sujet à d'importantes pollutions d'origine anthropique.

PERSPECTIVES

Pour compléter cette première étude sur le bassin versant de l'Ibrahim, il serait intéressant de développer par la suite les travaux suivants :

- Après avoir déterminé la concentration totale des ET et des REE dans nos sédiments, il serait intéressant dans un système carbonaté tel que celui de l'Ibrahim de connaître leur répartition dans les différentes fractions non résiduelles du sédiment: fraction soluble, fraction réellement échangeable, fraction acido-soluble, fraction réductible et fraction oxydable. Cela permettrait de mieux connaitre le degré de disponibilité des ET. Cela permettrait aussi de savoir si l'anomalie en Eu demeure, et de cerner l'origine de l'enrichissement des LREE par rapport au HREE.

- Il faudrait maintenant mesurer les flux de matières en suspension et leur composition chimique de manière à pouvoir estimer la vitesse de l'érosion mécanique sur ce bassin, mais aussi d'estimer pour chacun des éléments les coefficients de distribution (K_d) entre les fractions particulaires et les fractions dissoutes, notamment en périodes de crue.
- La quantification des flux de matières exportées par l'Ibrahim ainsi que le flux de CO_2 atmosphérique consommée par l'érosion chimique sur ce bassin mérite d'être appliquée aux autres bassins libanais de manière à estimer l'apport du Liban en zone côtière de la Méditerranée.
- Les échantillons d'eau et de sédiments ont été collectés au cours de ce travail un ou 2 jours après les crues, en période de hautes eaux. Nous proposons aussi de réaliser un échantillonnage complet avant, pendant et après la crue de manière à suivre l'évolution de la composition des sédiments de fond au cours de la crue. De même, pour les échantillons d'eau, il serait important maintenant de suivre l'évolution de la composition chimique de ces eaux au cours d'une ou deux crues de manière à mieux comprendre les mécanismes de transferts et notamment la contribution des différents écoulements (ruissellement de surface, écoulement hypodermique, écoulement de nappe) et de quantifier avec précision les flux de matières exportées par l'Ibrahim durant ces périodes de crues. Cela permettrait de mieux cerner le rôle de ces épisodes de crue sur le transfert de matières et leur impact sur l'écosystème marin côtier.
- Les données que nous avons recueillies durant cette étude devraient permettre une première modélisation des transferts en utilisant en entrée les données de SIG que nous avons mises en places, en utilisant des modèles comme KARSTMODE par exemple. Cette modélisation nous permettrait ensuite de faire des simulations de flux de matières et de consommation de CO_2 sur la base de scénarios de changement climatique ou de scénarios d'occupation des sols, paramètre important sur les bassins karstiques pour la pression en CO_2 dans les sols et dans les réseaux karstiques.
- Enfin, d'un point de vue opérationnel, il serait important de mettre en place un périmètre de protection pour la source Roueiss permettant de préserver l'alimentation en eau potable pour une bonne partie des habitants du village d'Akoura.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abboud-Abi Saab, M., Slim, K., Andary, R., 1999-2002. Contribution à l'étude physico-chimique et biologique du fleuve Nahr El Jaouz et son apport nutritif au milieu marin. *Hannon, XXV,* 105-128.

Abd EL-Al, I., 1953. Statics and dynamics of water in the Syro-Lebanese limestone massif. Ankara symposium on arid zone hydrology, Ankara, Turkey, UNESCO, 60-76.

Abed, C. et Tabchi, R., 2005. Évaluation de la qualité des eaux du Nahr el Bared d'après les méthodes indicielles: impact de l'anthropisation. *Mémoire de fin d'études,* Faculté des sciences II, Liban. 50 pp.

Abi Ghanem, C., 2008. Spéciation des trois éléments trace mercure, plomb et cadmium dans les sédiments marins des zones côtières Libanaises. *Thèse de doctorat de L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech),* 313 p.

Adriano, D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments : biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals/Domy C. Adriano-2nd ed. *Springer, New York*. 866 p.

Agemian, H. and Chau, A.S.Y., 1976. Évaluation of extraction techniques for the determination of metals in aquatic sediments. *Analyst*, 101, 761-7.

Amarnath, D., Shailender, M.;, Kishor, B., Udayaranjan, T.J., Chakravarty, M.S., Naveen Kumar K., 2013. Study on distribution and diversity of pytoplankton in relation to hydrography in Bhavanapadu Creek, Srikakulam District, South India. *International Refereed Journal of Engineering and Science (IRJES)*. Volume 2, Issue 4(April 2013), PP.32-38

Amiotte Suchet, P, and Probst, J.L., 1995. A global model for present day atmospheric/soil CO_2 consumption by chemical erosion of continental rocks (GEM-CO_2).*Tellus, 47B*,p.273-280

Amiotte Suchet, P. and Probst, J.L., 1993a. Modeling of atmospheric CO_2 consumption by chemical weathering of rocks: Application to the Garonne Congo and Amazon basins. *Chem. Geol.* 107, 205–210.

Amiotte Suchet, P. and Probst, J.L., 1993b. Flux de CO_2 consommé par altération chimique continentale: influence du drainage et de la lithologie. *C.R. Acad. Sci. Paris* 317, 615–622.

Amiotte Suchet., P. and Probst, J.L., 1986. Origines du carbone inorganique dissous dans les eaux de la Garonne. Variations saisonnières et interannuelles. *Sci. Geol. Bull.,* 49, 1-4, 101-126

Amiotte Suchet, P., Probst, J.L. and Ludwig, W., 2003. Worldwide distribution of continental rock lithology: Implications for the atmospheric/soil CO_2 uptake by continental weathering and alkalinity river transport to the oceans. *Global biogeochemical cycles,* Vol 17 (2), 14p.

Anderson, S.P., Bales RC and Duffy, C., 2008. Critical Zone Observatories: Building a network to advance interdisciplinary study of Earth surface processes. *Mineralogical Magazine*, February 2008, Vol. 72(1), pp. 7–10

Audry, S. 2003. Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot-Garonne-Gironde. *Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux* I.444p.

Banwart, S.A., Chorover, J., Gaillardet, J., Sparks, D., White, T., Anderson, S., Aufdenkampe, A., Bernasconi, S., Brantley, S.L, Chadwick, O., Dietrich, W.E., Duffy, C., Goldhaber, M., Lehnert, K., Nikolaidis, N.P, and Ragnarsdottir, K.V. (2013). Sustaining Earth's Critical Zone Basic Science and Interdisciplinary Solutions for Global Challenges. *The University of Sheffield, United Kingdom* ISBN: 978-0-9576890-0-8

Baqué, D., 2006. « Perturbations anthropiques du réseau hydrographique du bassin de la Garonne, cas des métaux et des nitrates. *Thèse Univ. Toulouse III*, 482p.

Bathurst, R. J., Nernheim, A., Walters, D. L., Allen, T. M., Burgess, P.,and Saunders, D., 2009. « Influence of reinforcement stiffness andcompaction on the performance of four geosynthetic reinforced soil walls. » *Geosynthet. Int*., 16 1, 43–59.

Bellot-Gurlet., L, 1998. Caractérisation par analyse élémentaire (PIXE et ICP-MS/-AES) d'un verre naturel : l'obsidienne. Application à l'étude de provenance d'objets archéologiques. *Thèse de doctorat de l'Université Joseph Fourier-Grenoble I.*, 198p.

Ben Salem, Z., 2014. Étude de la bioaccumulation des éléments traces métalliques chez les macrophytes et les poissons dans la décharge d'Étueffont (Belfort, France): Intérêts de l'utilisation de l'approche moléculaire pour la détection de génotoxicité. *Thèse Univ. Franche-Comté et Université de SFAX*, 214p.

Boeglin, J.L. and Probst J.L., 1998. Physical and chemical weathering rates and CO consumption in a tropical lateritic environment: the upper Niger basin. *Chemical Geology* 148 (1998) 137–156

Bonnot-Courtois, C., 1981. Géochimie des terres rares dans les principaux milieux de formation et de sédimentation des argiles. *Thèse Univ. Orsay*, 215p.

Bou Saab, H., Nassif N., El Samrani, A., Daoud, R., Medawar, S., 2007. Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface (rivière Nahr Ibrahim, Liban). Revue des sciences de l'eau. *Journal of Water Science,* 20(4), p. 341-352.

Brantley, S.L., White, T.S., White, A.F., Sparks, D., Richter, D., Pregitzer, K., Derry, L., Chorover, J., Chadwick, O., April, R., Anderson, S. and Amundson, R. (2006). Frontiers in Exploration of the Critical Zone, An NSF-sponsored workshop, 30pp. *National Science Foundation, Washington*, D.C.

Brussels Invest and Export (BIE), 2013. Le secteur de l'électricité. *Poste de Beyrouth*, 13p

Bur,T., Probst, J.L., N'Guessan, M et Probst A., 2009. Distribution and origin of lead in stream sediments from small agricultural catchments draining Miocene molassic deposits (SW France). *Applied Geochemistry* 24 (2009) 1324–1338

Burt, T.P. and Pinay G. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscpes. *Progress in Physical Geography* 2005 29: 297.

Carignan, J., Hild P., Mevelle, G., Morel J., Yeghicheyan, D., 2001. Routine analyses of trace element in geological samples using flow injection and low pressure on-line liquid chromatography coupled to ICP-MS: a study of geochemical reference materials BR, DR-N, UB-N, AN-G and GH. *Geostandards Newsletter*, 25, 187-198.

Chatain, V., 2004. Caractérisation de la mobilisation potentielle de l'arsenic et d'autres constituants inorganiques présents dans les sols issus d'un site minier aurifère. *Thèse L'institut national des sciences appliquées de Lyon*, 189p.

Chester, R and Stoner, J.H., 1973. Average trace element composition of low level marine atmospheric particulates. *Nature, London*, 246 : 138

Chia, A.M., Bako, S.P A. K. Adamur, 2011. Records of diatoms and physicochemical parametrets of seasonal pounds in Zaria-Northern Nigeria. *West African Journal of Applied Ecology*, vol. 18, 15p.

CNRS, 2005, Land Cover Map of Lebanon (1: 50 000).

Colinet G., 2003. Éléments traces métalliques dans les sols. Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse Belge. *Thèse Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux*., 139p.

Coryell, C.G., Chase, J.W., Winchester, J.W., 1963. A procedure for geochemical interpretation of terrestrial rare-earth abundance patterns. *J. Geophys. Res*. 68, 559-566.

Cossa, D. and Lassus, P., 1989. Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer,* Editions Ifremer, Plouzané, France. 16: 111.

Daou, C., 2006. Intérêt de l'analyse multidimensionnelle pour évaluer la qualité physico-chimique et microbiologique d'eau de rivières en régime méditerranéen. *Thèse de doctorat de l'Université De Poitiers et de l'Université de Balamand*.

Darwich, A., 2004. Water as a human right: Assessment of water resources and water sector in Lebanon Global Issue Papers, No. 11 Water as a human right: The understanding of water in the Arab countries of the Middle East – A four country analysis Published by the Heinrich.

Darwish, T., Khawlie, M., Jomaa, I., Abou Daher, M., Awad, M., Masri, T., Shaban, A., Faour, G., Bou Kheir, R., Abdallah, C. and Haddad, T., 2006. Soil Map of Lebanon 1/50000. *CNRS-Lebanon, Monograph Series 4*, pp. 367.

Darwish, T., Assaker, A., Faour, G., Noun, M. Harfouche, R., Poupet, P. 2015. Utilisation de la télédétection et des techniques SIG pour l'évaluation des risques de feux de forêt dans le bassin versant de Nahr Ibrahim. Du Mont Liban aux Sierras d'Espagne: sols, eaux et sociétés en montagne. Autour du projet franco-libanais CEDRE « Nahr Ibrahim ». *Archaeopress*, 12p.

Darwish, T., Shaban, A., Potoghese, I., Vurro, M., Khadra., R., Sqallah, S., Drapea., L., Gascoin, S., 2014. Using remotely sensed data to induce snow cover dynamics and water productivity for sustainable water management in Ibrahim River Basin, Lebanon. 1st CIGR Inter-regional Conference on Land and Water Challenges. Water, environment and agriculture challenges for sustainable development. *Ciheam-IAMB*

Darwish, T., Nassif, N., Khater, C., Faour, G., Shaban, A., Achkar, Y., Njaim, R., Assaker, A., Francis, R., 2011. Country Study on Status of Land tenure, Land Management and Land use planning in SNO Countries, Case of Lebanon. FAO-MOA, 256p.

Devallois, V., 2009. Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. *Thèse de doctorat de l'université de Provence*, 304 p.

Dokulil, M.T., Schmidt, R., Kofler, S., 1997. Benthic diatom assemblages as indicators of water quality in a urban flood-water impoundment, Neue Donau, Vienna, Austria. Nova Hedwigia, 65, 273-283.

Donnini, M., Frondini, F., Probst, A., Probst, J.L., Cardellini, C., Machesini, I. and Guzzetti, F., 2015. Chemical weatherning and conumption pf stmospheric carbon dioxide in the Alpine region, *Global Planetary Change*, 69p

Dorfliger, N. and Gascuel Odoux., C., 2014. Le sol et l'eau, un couple : Connaitre et gérer les sols pour préserver l'eau. *Géosciences*, 2014, pp.24-31.

Droux, J.P., 1999. Hydrologie et flux de matière solide particulaires et dissoutes sur petits bassins versants du bassin du fleuve du Niger Mali (bassins du Dounfing, de Djitiko et de Belekoni). *Thèse de L'Université Louis-Pasteur-Strasbourg I,* 334p.

Droux, J.P., Mietton, M., and Olivry, J-C., 2003. Flux de matières particulaires en suspension en zone de savane soudanienne : l'exemple de trois bassins versants maliens zone: Examples from three representative catchments in Mali. *Géomorphologie : relief, processus, environnement. Avril-juin,représentatif*. vol. 9, n° 2. pp. 99-110.

Dubertret, L., 1953. Carte géologique de la Syrie et du Liban au 1/50000me. 21 feuilles avec notices explicatrices. Ministère des Travaux Publics. *L'imprimerie Catholique, Beyrouth*, 66p

El Azzi, D., (2012). Transfert de polluants organiques et inorganiques dans les hydrosystèmes en période de crue : interactions avec les matières en suspension et la matière organique.*Thèse de L'université de Toulouse III.*

EL Jalabaoui, S.W., and Houri A., 2007. Water quality assessment of Lebanese coastal rivers. *Journal of water and health* (05): 4

El Samarani, A., Kazpard, V., Ouaini, N., Lartiges, B., Slim, K., Saad, Z., 2005. Trace element in rivers sediments (Ibrahim River-Lebanon). Investigation on natural and anthropogenic inputs. *Inter. J. of civil and Env.Eng*. 1, 3 : 1-16

ESCWA-BGR, 2013. Inventory of shared water ressources in wester asia.

Etchanchu, D., 1988. Géochimie des eaux du bassin de la Garonne : transferts de matières dissoutes et particulaires vers l'Océan Atlantique. *Thèse de doctorat en Géochimie des eaux, Toulouse 3.*

Fadel, A., Atoui, A., Lemaire, B., Vincon Leite, B. and Slim, K, 2014. Dynamics of the Toxin Cylindrospermopsin and the Cyanobacterium Chrysosporum (Aphanizomenon) ovalisporum in a Mediterranean Eutrophic Reservoir. *Toxins*, 6, 3041-3057.

Fangueiro, D., Bermond, A., Santos, E., Carapuca, H., Duarte, A. 2002. Heavy metal mobility assessment in sediments based on a kinetic approach of the EDTA extraction: search for optimal experimental conditions. *Analytica Chimica Acta* 459, 245-256.

Fawzi, B., Chlaida, M., Oubraim, S., Loudiki, M, Sabour, B., and A. Bouzidi, 2001. Application de certains indices diatomiques à un cours d'eau marocain : Oued Hassar. *Revue des sciences de l'eau* / Journal of Water Science, vol. 14, n° 1, 2001, p. 73-89

Féré, C., 2006. Premiers éléments d'enquête à Amioun et Chekka. L'accès aux services urbains en réseau dans les villes libanaises, 2006, Beyrouth, Lebanon.

France-Lanord, C. and Derry, L.A., 1997. Organic carbon burial forcing of the carbon cycle from Himalayan erosion. *Nature*, vol 390, 3p.

Gaiero, D.M., Probst J.L., Depetris, P.J., Bidart, S.M. and Leleyter, L.2003. Iron and other transition metals in Patagonian riverborne and windborne materials: geochemical control and transport to the southern South Atlantic Ocean. *Geochim Cosmochim Acta* 2003;67:3603–23.

Gaillardet J., 2007. In Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux. Ouvrage collectif de l'Académie des Sciences. *Rapport sur la Science et la Technologie*, N° 27.

Gaillardet, J., Dupre, B., Louvat, P. and Allegre, C.J., 1999. Global silicate weathering of slicates estimated from large river geochemistry. *Chemical Geology*, 159: 3-30.

Galuszka, A. and Migaszewski, Z.M., 2011. Geochemical background – an environmental perspective. *Mineralogia*, 42, No 1: 7-17 (2011)

Garrels, R.M., Mackenzie, F.T. and Hunt, C., 1975. Chemical Cycles and the Global Environment: Assessing Human Influences. *Los Altos, CA:William Kaufmann*, Inc. 206 pp.

Garrels, R.M., Mackenzie FT and Hunt C. 1971. Evolution of sedimentary rocks. W. W. Norton & Co., New York. xvi + 397 p.

Garzanti, E., Sergio, A., France-Lanord, C., Giovanni, V., Censi, P., Galy, V., and Najman, Y., 2010. Mineralogical and chemical variability of fluvial sediments Bedload sand (Ganga–Brahmaputra, Bangladesh). *Earth and Planetary Science Letters* 299 (2010) 368–381

Gatier, P.L. and Nordiguian, L., 2005. Yanouh et le Nahr Ibrahim. Nouvelles découvertes archéologiques dans la vallée d'Adonis. Presse de l'Université Saint-Joseph. 79p.

Geara, D., Moilleron, R., El Samarani, A., Lorgeoux, C., Chebbo, G., 2010. State of art about water uses and wastewater management in Lebanon. *Lebanese Science Journal* 11(2), 139-152.

Ghosseini, N., 2007. Réseau d'assainissement de la commune de Baaqline. République Libanaise Caza du Chouf, Municipalité de Baaqline, 45p.

Goalard, C., 2005. Étude physico-chimique du procédé de dispersion des poudres libres et agglomérées en milieu liquide. *Thèse INPT*, 218p.

Goldstein, S.J. and Jacobsen, S.B. (1988). Nd and Sr Isotopic Systematics of River Water Suspended Material - Implications for Crustal Evolution. *Earth and Planetary Science Letters* 87(3): 249-265.

Goma, J., Ortiz, R., Cambra, J., and L. Ector, 204. Water quality evaluation in Catalonian Mediterranean Rivers using diatoms as bioindicators. *Life and environment*. Voll 54, issue 2, p.81-90.

Gounou, C., 2008. Mobilité des éléments traces métalliques dans les sédiments : couplage et comparaison des approches chimique et microbiologique. *Thèse Université Paris 12- val de Marne,* 314p.

Gromet, L.P., Dymek, R.P., Haskin, L.A. et Korotev, R.L., 1984, The « North American shale composite »: It's compilation, major and trace element characteristics: *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 48, p. 2469-2482.

Haida S., 2000. Transports de matières et bilan de l'érosion chimique sur un bassin versant de zone semi-aride : Le Sebou. Impacts des variations climatiques et des activités humaines. *Thèse de doctorat d'état es Sciences*, Université Ibn Tofail, Kénitra, Maroc,

Hakim, B., 1986 : Recherche hydrologique et hydro chimiques sur quelques karsts méditerranéens : Liban, Syrie, Maroc. Thèse de doctorat d'Etat troisième cycle, *Publications de l'Université libanaise*, Beyrouth, 700 pages.

Hamdoun, H., 2012. Valorisation de sédiments de dragage en techniques routières et acceptabilité environnementale : caractérisation globale et études de mobilités d'éléments métalliques par extractions simples, séquentielles et cinétiques. Cas de sédiments de la Manche dans le cadre du projet SETARMS. *Thèse de doctorat de l'Universite CAEN, basse Normandie*, 287p.

Haskin, L. A., Wildeman, T. R., and Haskin M. A. 1968. An accurate procedure for the determination of the rare earths by neutron activation" Journal of Radioanalytical chemistry 1, 337-348.

Hassan, S., Thomas, R., Shaban, A., Kawass, I. and Khawlie, M. 2005. Phosphorus and nitrogen in the waters of the El-Kabir River watershed in Syria and Lebanon. *« Lakes and Reservoirs-Research and Management ».* 10/2:2005. 109-116pp.

Hernandez, L., 2003. Dynamique des éléments traces métalliques dans les sols de différents écosystèmes forestiers français : origine, distribution physique et chimique et facteurs de contrôle. *Thèse de doctorat, Toulouse III*; 2003. p. 266.

Hissler, C., 2003. Dynamique et bilan des flux de mercure dissous et particulaire dans un hydrosystème anthropisé. Cas du bassin versant de la Thur (Sud du Massif Vosgien). *Thèse de doctorat de l'Université Louis Pasteur à Strasbourg*. 266p

Hissler, C. and Probst, J.L., 2005. Impact of mercury atmospheric deposition on soils and streamsin a mountainous catchment (Vosges, France) polluted by chlor-alkali industrial activity: the important trapping role of the organic matter. *Sci Total Environ*; 361:1–3.

Hissler, C., Stille, P., Krein, A., Lahd Geagea, M., Perrone, T., Probst J.L., and Hoffman, L. 2008. Identifying the origins of local atmospheric deposition in the steel industry basin of Luxembourg using the chemical and isotopic composition of the lichen Xanthoria parietina, *Science of the total environment*, 338-344

Hreiche, A., Bocquillon, C. and Najem, W., 2006. River flow simulation within ungauged catchments in Lebanon using a semi-distributed rainfall–runoff model. In: Summit on Environmental Modelling and Software (Proc. iEMS Third Biennial Meeting) (ed. by A. Voinov, A. Jakeman & A. Rizzoli). International Environmental Modelling and Software Society, Burlington, USA.

Jaber, B., 1995. Water problems of Lebanon. *National Congress on Water Strategic Studies Center. Beirut (in Arabic)*, 67p.

Jalbout, M., 1998. Les algues d'eau douce du Nahr Beyrouth indicatrices de la qualité des eaux. *Mémoire de fin d'études*, Faculté des sciences II, Liban. 72 pp.

Khalaf, G., 1997. Étude physico-chimique et biocénotique du cours d'eau Antélias (Liban). *Lebanese Sciences Research*. Rep 2(1).

Khalaf, G., 1984. Contribution à l'étude des fleuves côtiers du Liban-cours moyen et inférieur du Nahr Ibrahim. *Bulletin Mensuel de la Société Linneenne de Lyon* 53, 9-20.

Khalaf, G., Slim, K., Abi-Ghanem, C., Nakhlé, K. and Fakhri, M., 2009. Caractérisation et corrélation de paramètres et abiotiques des eaux du Nahr El Bared. *Lebanese Science Journal* 10(1), 3-21.

Khalaf, G., Slim, K., Saad, Z. and Nahklé, K., 2007. Évaluation de la qualité biologique des eaux du Nahr El Jaouz (Liban) : application des méthodes indicielles. *Bulletin Mensuel de la Société Linneenne de Lyon* 76(9–10), 255-268.

Korfali, S. I. and Davies, B. E., 2004. Speciation of metals in sediment and water in a river underlain by limestone: Role of carbonate species for purification capacity of Rivers. *Advances in Environmental Research*, 8,599–612

Korfali, S. I. and Davies, B. E., 2003. A comparison of metals in sediments and water in the river Nahr-Ibrahim, Lebanon: 1996 and 1999. *EnvironmentalGeochemistry and Health*, 25, 41–50.

Korfali, S. I. and Davies, B. E., 2000. Total and extractable trace elements in Lebanese river sediments; Dry season data. *Environmental Geochemistry and Health*, 22, 265–273

Kouyoumjian, H. and Hamzé M., 2012. Review and Perspectives of Environmental Studies in Lebanon. *INCAM-EU/CNRS* Lebanon pp 328

Kribi., S., 2005. Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. *Thèse de doctorat de L'Institut National des Sciences appliquées de Lyon*., 224p.

Lafont., U., 2009. Oxydes de titane mésoporeux : Synthèse, caractérisation et modification de surface. *Thèse de doctorat de l'Universite de Montpellier II*., (2003)225p.

Lambert, T., 2012. Sources, production et transfert du carbone organique dissous dans les bassins versants élémentaires sur socle : apports des isotopes stables du carbone. Earth Sciences. *Thèse del » Universite Rennes* 1, 2013, 166p.

Leclerq, L., Rosillon, F., Vander Borght P., 1996. Qualité chimique et biologique du bassin de la Semois (partie belge). *Bull Fr Pêche Piscic* 1996; 314–342: 81-108.

Leleyter, L., 1998. Spéciation chimique des éléments majeurs, traces et terres rares dans les matières en suspension et dans les sédiments de fond des cours d'eau: *Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur Strasbourg*, 297

Leleyter, L., Rousseau, C., Biree, L., et Baraud., F., 2012. Comparison of EDTA, HCl and sequential extraction procedures, for selected metals (Cu, Mn, Pb, Zn), in soils, riverine and marine sediments, *Journal of Geochemical Exploration* 116–117 (2012) 51–59

Leleyter, L., Probst, J.L., Depretris, P., Haida, S., Mortatti, J., Rouault, R., Samuel, J., 1999. REE distribution pattern in river sediments: partitioning into residual and labile. *Rendus de l'Academie des Sciences- Series IIA- Earth and Planetary Science* 329, 45-52.

Lin, H., 2009. Earth's Critical Zone and Hydropedology: Concepts, Characteristics, and Advances. The Pennsylvania State University, Department of Crop and Soil Sciences, 116 Agricultural. *Earth's Critical Zone and Hydropedology: Concepts, Characteristics, and Advances*" (hess-2009-95).

Linnik, P.M. and Zubenko, I.B. (2000): Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds. *Lakes and Reservoirs: Res. & Mang*., 5: 11-21.

Loustau Cazalet, M., 2012. Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traite aux liants hydrauliques : Évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. *Thèse Université de Lyon*, 267p.

Ludwig, W., 1996. Continental erosion and river transport of organic carbon to the world's ocean. *Thèse de doctorat. Université de Strasbourg*,196p.

Ludwig, W., P. Amiotte-Suchet, J.L. Probst, 2011. ISLSCP II Atmospheric Carbon Dioxide Consumption by Continental Erosion. Hall, Forrest G., G. Collatz, B. Meeson, S. Los, E. Brown de Colstoun, and D. Landis (eds.). ISLSCP Initiative II Collection. Data set. Available on-line [http://daac.ornl.gov/] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. doi: 10.3334/ORNLDAAC/1019.

Ludwig, W., Probst, J.L., and Kempe, S., 1996a. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochem. Cycles*, 10, p. 23-41.

Ludwig, W., Amiotte-Suchet, P., and Probst, J.L. 1996b. River discharges of carbon to the world's oceans: Determining local inputs of alkalinity and of dissolved and particulate organic carbon. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 323, p. 1007-1014.

Sow, M.M., 2008. Dynamique de transfert des matières organiques et inorganiques le long du continuum fluvial de la Garonne : Impact de la retenue de la Malaue. *Thèse Univesité de Toulouse*, 194p.

Massoud, M.A., El-Fadel, M, Scrimshaw, M.D. and Lester J.N., 2004. Land use Impact on the Spatial and Seasonal Variation of Contaminant Loads to Abou Ali River and Its Coastal Zone in North Lebanon. *Agricultural Engineering International: the CIGR Journal of Scientific Research and Development*. Manuscript LW 04 001, 18p

Massoud, M.A., El-Fadel, M., Scrimshaw, M.D. and Lester, J.N. (2006). "Factors influencing development of management strategies for the Abou Ali River in Lebanon I: Spatial variation and land use", *The Science of the Total Environment*, 362, pp. 15-30.

McLennan, S. M., 1989. Rare-Earth Elements in sedimentary rock-Influence of provenance and sedimentary processes. *Rev. Miner*. 21, 169-200.

Meade, R.H. et Parker, R.S., 1984. Sediment in rivers of the United States. Nat. Wat. Summ. 1984: US Geol. *Survey Water Supply Paper* 2275, 49-69.

Meade R.H., Dunne, T., Richey, J.E., Santos, U.M., Salati. E., 1985. Storage and remabilization of suspended sediment in the lower Amazone river of Brazil. *Science*, 228, 488-490.

Meybeck, M., 1987. Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *America Journal of Science* 287, 401-428.

Meybeck, M., 1986. Composition chimique naturelle des ruisseaux non pollués en France - *Sci. Geol.Bull.*, 39, 3-77.

Meybeck, 1982. Carbon nitrogen and phosphoris transport by wordl rivers. *American joural of sceince*. Vol 82, april 1982. P. 401-450.

Meybeck, M., 1979. Major elements contents of river waters and dissolved inputs to the oceans. *Revue de Géologie dynamique et de Géographie physique* 21, 215-246.

Meybeck, M., 1970. Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman - *Thèse de Doctorat de Spécialité (Géodynamique externe) - Université de Paris VI*, 240 p.

MOE. 2001. Lebanese State of the Environment Report. *Prepared by ECODIT*, Lebanon. 246 pp.

MOE/UNDP/ECODIT. 2011. State and trends of the Lebanese environment. *Prepared by ECODIT under the technical supervision of the MOE and UNDP. Third édition.* 342 pp.

Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment: the state and movement of water in living organisms. Symp. Soc. Exp. Biol. 19, 205–234.

Moore F., Forghani G and Qishlaqi A., 2009. Assessment of heavy meral contamination in water and surface sediments of the Maharlu saline lake, SW IRAN. *Iranian Journal of Science & Technology, Transaction* A, Vol. 33, No. A1

Morel, B., 2006.Transport de carbone organique dissous dans un bassin versant agricole à nappe superficielle. *Thèse de doctorat de l'université. Earth Sciences.* Agrocampus - École nationale supérieure d'agronomie de Rennes. 211p.

Mortatti J. and Probst J.L., 2003. Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO_2 uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations. *Chemical Geology*, 197, 177-196.

Mortatti, J., Probst, J.L., De Oliveira, H., Hissler, C., Fernandes, A.M., Bibian, J.P.R. and Lopes, R.A., 2007. Spatial variation of trace elements in the Tiete river bottom sediments (Sao Paulo, Brazil): enrichment factors and anthropogenic contributions. *INAC 2007 International nuclear atlantic conference*, 30 September 2007 - 5 October

Mulholland, P. J., and Watts, J.A., 1982. Transport of organic carbon to the oceans by rivers of North America: a synthesis of existing data. *Tellus* 34:176-186.

N'Guessan, Y.M., 2008. Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gasconne. *Thèse de doctorat de l'Universite de Toulouse* III. 251p.

N'guessan, Y.M., Probst, J.L., Bur, T. et Probst, A., 2009. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of the total environnent* 407 (2009) 2939-2952

Nakhlé, M. 2003. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: apports et suivi au moyen de bio-indicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes).*Thèse interactions toxiques dans les écosystèmes, Université Paris* 7, 255p.

Nassif, N., 2006. Pollution chimique de la côte libanaise : essai de modélisation et approche réglementaire. *Thèse de doctorat. INAPG*, France.

Nazih., I., Fekhaoui., M., El Blidi., S., Al Abidi., A et Serghini., A. 2009. Approche méthodologique de la mise en évidence des éléments traces métalliques biodisponibles dans les rizières de la plaine du Gharb. *Bulletin de l'Institut scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 2009, n° 31 (2), 115-121.

Nehme, N., Haydar, C., Koubaissy, B., Fakih, M., Awad, S., Toufaily, J., Villieras, F., Hamieh T., 2014. Metal concentrations in river water and bed sediments of the Lower Litani River Bassin, Lebanon: *Journal of Advances in Chemistry* Vol. 8, No. 2, 12p.

Orange, D., 1990. Hydroclimatologie de Fouta et Djalon et dynamique actuelle d'un vieux paysage latéritique. *Thèse Univ Lopuis Pasteur de Strasbourg*, 231p.

Oulabi, M., Saad, Z., Slim, K., 1999. Study of metal concentration in water and sediment of some spring of Lebanon. *Journal of European Hydrology* 30(2), 239-254.

Painchaud, J., 1997. La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances, ministères de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 58 p.

Pejrup, M., 1988. The triangular diagram used for classification of estuarine sédiments: a new approach. in: Tide-influenced sedimentary environments and facies. BOER, P.L. ; GELDER, A. & NIO, S.D. (Eds). D. *Reidel Publishing Company*. Holland.

Perrin, A.S., Probst, A., Probst, J.L., 2008. Impact of nitrogenous fertilizers on carbonate dissolution in small agricultural catchments: Implications for weathering CO_2 uptake at regional and global scales. *Geochimica et Cosmochimica Acta*.

Piper, D.Z., Bau, M., 2013. Normalized Rare Earth Elements in Water, Sediments, and Wine: Identifying Sources and Environmental Redox Conditions *American Journal of Analytical Chemistry,* 2013, 4, 69-83.

Plant, J.A., Klaver, G., Locututa, J., Salminen, R., Vrana, K., Fordyce, M., 1997, The Forum of Europan Geological Surveys Geochemistry Task Group inventory 1994-1996. *J Geochem Explor*, 59: 123-46

Poitevin, A., 2012. Caractérisation multiéchelles des phases porteuses des polluants métalliques Zn et Pb dans un sédiment mis en dépôt. De l'analyse de terrain au rayonnement synchrotron. *Thèse de doctorat de l'Université d'Orléans*. 142p.

Pons, M.L., 2011. La Terre à l'Archéen. Apport des isotopes de métaux de transition (Zn, Fe). Earth Sciences. *École normale supérieure de Lyon* - ENS LYON, 259p.

Probst, J.L. 1992. Géochimie et hydrologie des l'érosion continentale. Mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. *Mémoire des Sciences géologiques Mémoire,* n° 94

Probst, J.L., 1986. Dissolved and suspended matter transported by the Girou river (France) : Mechanical and chemical erosion rates in a calcareous molasse basin. *Hydrol. Sci. J.,* 31,1, p.61-79.

Probst J.L. 1983. Hydrologie du bassin de la Garonne, modèle de mélanges, bilan de l'érosion, exportation des phosphates et des nitrates. *Thèse 3e cycle, Université Paul Sabatiier Toulouse*, 148p.

Probst, J.L., Amiotte-Suchet P. et Ludwig W. 1994a. Continenetal erosion and river transports of carbon to oceans. *Trends in Hyrdology*, 1,p. 453-468

Probst, J.L., Mortatti, J., Tardy, y., 1994b. Carbon River Fluxes and Global Weathering CO_2 consumption in the Congo and Amazon River Basins. *Appl. Geochem*. 9, 1–13.

Raibole, A. and Singh, YP, 2011. Impact of physico-chemical parameters on microbial diversity: seasonal study. *Current World Environment*, Vol. 6(1), 71-76 (2011)

Raymond, P.A., McClelland, J. W., Holmes, R. M, Zhulidov, A. V., Mull, K, Peterson, B. J., Striegl, R. G., Aiken, G. R. and T. Y. Gurtovaya, 2007. Flux and age of dissolved organic carbon exported to the Arctic Ocean: A carbon isotopic study of the five largest arctic rivers. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 21, GB4011, p9.

Reimann, C., and De Caritat, P., 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources of element in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment*, 337, 91-107.

Reimann, C., et De Caritat, P., 2000. Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. *Environ. Sci. Technol*. 34, 5084.

Riou, C., 1999. Géochimie des terres rares et des éléments traces associés dans les nappes et l'eau des sols hydromorphes : Application du traçage hydrologique. *Thèse de l'Université de Rennes*. 340p.

Rouessac, F. And Rouessac R., 2004. Analyse chimique, méthodes et techniques instrumentaux modernes, 6e édition, *Masson, Paris*, 1992 pour la 1ère édition, ISBN 2 10 048425 7, 481p

Roussiez, V., 2006. Les éléments métalliques. Traceurs de la pression anthropique et du fonctionnement hydro-sédimentaire du golfe du Lion.*Thèse Université de Perpignan*. 247p

Roussiez, V., Ludwig, W., Probst, J.L. and Monaco, A., 2005. Background levels of heavy metals in surficial sediments of the Gulf of Lions (NW Mediterranean): an approach based on 133Cs normalization and lead isotope measurements. *Environmental Pollution* 138, 167-177

Rudy, Nicolau. Caractérisation et quantification des transferts dus aux petites rivières côtières Mediterraneennes. Ocean, Atmosphere.*Thèse de l'Université du Sud Toulon* Var, 2005, 178p.

Saad, Z., Slim, K., Elzein, G., El Samad, O., 2005. Évaluation de la qualité des eaux de la retenue de Qaraoun (Liban). *Bulletin de la Société neuchâteloise des Sciences naturelles* 128, 71-80.

Saad, Z., Slim, K., Khalaf, G., EL Samad, O., 2004a. Impacts des rejets des eaux résiduaires sur la qualité physico-chimique et algologique du Nahr Antélias. *Bulletin de la Société neuchâteloise des Sciences Naturelles* 127, 69-82.

Saad, Z., Kazpard, V., Geyh, M.-A., Slim, K., 2004b. Chemical and isotopic composition of water from springs and wells in the Damour river basin and the coastal plain in Lebanon. *Journal of Environmental Hydrology* 12.

Saad, Z., Kazpard, V., Slim, K. and Nabhan, P. 2003. Natural and anthropogenic influence on the quality of Ibrahim river water Lebanon. *Journal Européenne d'Hydrologie*, 4:85-100.

Salomons, W. and Forstner, U., 1984. Metals in the hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin, *Heidelberg, New York,* Tokyo, ISBN 3540127550

Salvarredy-Aranguren, M.M., 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimiques, minéralogiques et hydrochimiques. *Thèse Univ Toulouse* 489p.

Salvarredy-Aranguren, M.M., Probst, A., Roulet, M., Isaure, M.P., 2008. Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): mineralogical and hydrological influences. *Applied Geochemistry* 23, 1299-1324

Sanlaville, P., 1977. Étude géomorphologique de la région du littoral du Liban. *Publications de L'Université libanaise, Tome I et II.*

Sanlaville, P., 1965. « L'électricité au Liban ». *Revue de géographie de Lyon*, vol. 40-4, pp. 367-379

Saulnier, I. and Gagnon C., 2003. Bckground levels of Cr, Cu and Ni in St. Laurence river sediment. Implications for sediments quality criteria and environmental management. 2nd International Symposium on Contaminated Sediments The St.Lawrence River / Le fleuve St-Laurent.

Semhi, K., Suchet, P.A., Clauder, N. and Probst, J.L., 2000. Impact of nitrogen fertilizers on the natural weathering erosion process and fluvial transport in the Garonne basin. *Applied Geochemistry* 15, 865-878.

Shaban, A., 2010. Assessment the Physical Characteristics and Natural Hazards in Nahr Ibrahim Basin. Journée d'Étude CEDRE, Toulouse, 16th November 2010

Shaban, A., 2009. Indicator and Aspects of Hydrological Drought in Lebanon. *Water Res. Manag*., 23: 1875-1891.

Shaban A, Darwish T. and Assaker, A. 2015. Évaluation des caractéristiques physiques et des risques naturels dans le Bassin Versant de Nahr Ibrahim. *Du Mont Liban aux Sierras d'Espagne: sols, eaux et sociétés en montagne.* Autour du projet franco-libanais CEDRE « Nahr Ibrahim ». Archaeopress, 14p.

Shepard, F.P., 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. J. Sedlm. Petrol. 24, 151 - 158.

Singh, A.K., Sarin, M.M. and France-Lanord, C., 2005. Chemical erosion in the eastern Himalaya: Major ion composition of the Brahmaputra and σ13C of dissolved inorganic carbon. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 69, No. 14, pp. 3573–3588, 2005

Singh, S.K., Pandey, C.B., Sidhu, G.S. and Sarkar, R., 2010. Concentration and stock of carbon in the soils affected by land uses and climates in the western Himalaya, India. Catena. 87:78-89.

Slim, K., Atoui, A., Temsah, M., 2013. Impact des rejets de margines sur la qualité des eaux du Nahr Hasbani (Sud Liban) par référence spéciale aux indices diatomiques. *Revue « Nature & Technologie ». C- Sciences de l'Environnement*, n° 09/Juin 2013. Pages 02 à 12

Slim, K., Saad, Z., El samad, O. and Kazpard, V., 2005. Caractérisation chimique et algologique des eaux superficielles de la rivière Oronte dans un climat semi-aride. *Sécheresse*, 15, 1-5.

Stallard, RF., 1980. Major element geochemistry of the Amazon River system. PhD thesis, June 1980

Sun, H., Han J., Li, D., Zhang S. and Lu, X., 2010. Chemical weathering inferred from riverine water chemistry in the lower Xijiang basin, South China. *Science of the Total Environment* 408 (2010) 4749–4760

SWEEP-Net, 2010. Country Report on Solid Waste Management, SWEEP-Net, GTZ and ANGed, May 2010.

Taghavi, L., Merlina G., and Probst, J.L., 2011. The role of storm flows in concentration of pesticides associated with particulate and dissolved fractions as a threat to aquatic ecosystems. Case study : the agricultural watershed of Save river (Southewest of France). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2011) 400, 06

Tarabay R., 2011. Vers un projet sociétal libanais … L'environnement durable : une nouvelle citoyenneté ? *Thèse Université Paris IV-Sorbonne*, 412p.

Tardy, Y., Roquin, C., Bustillo, V., Moreira, M., Martinelli, L.A., Victoria, R.L., 2009. In: Carbon and Water Cycles. Amazon River Basin. *Applied Biogeochemistry*. Ed. Atlantica, Biarritz, 479 p.

Taylor, S.R., Mc Lennan, S.M., 1985. The continental crust: its composition and evolution. *Blackwell Scientific publications, Oxford*, pp 312

Tessier, A., Campbell., P,G.C. and Bisson M., 1979. Sequential Extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical chemistry, Vol 51(7), 8p.

Thomas, R.L., Shaban, A., Khawlie, M., Kawass, I., Nssouli, B., 2005b. Geochemistry of the sediments of the El Kabir River and Akkar watershed in Syria and Lebanon. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 10, 127-134.

Tremblay A., 1997. Caractérisation géochimique de la matière en suspension des principaux tributaires du Saint-Laurent entre Cornwall (Ontario) et Québec : apport des éléments traces

à l' étude de la provenance sédimentaire et à l'identification des traceurs. *Mémoire du grade de Maître ès sciences (M.Sc.),* Université du Québec, 227p.

Tribout C., 2010. Valorisation de sédiments traités en techniques routières : contribution à la mise en place d'un protocole d'acceptabilité. *Thèse Université Paul Sabatier* 310p.

Vanoni, V.A., ed., 1975, Sedimentation Engineering: American Society of Civil Engineers, *Manuals and Reports on Engineering Practice*, no. 54, 745 p.

Vrel, A., 2012. Reconstitution de l'historique des apports en radionucléides et contaminants métalliques à l'estuaire fluvial de la Seine par l'analyse de leur enregistrement sédimentaire. *Thèse de l'Université de CAEN Basse-Normandie*, p178

Walling, D.E. and Webb, B.W., 1981. The reliability of suspended sédiment load data. In Erosion and Sediment Transport Measurement (Proc. Florence Symp., June 1981), 177- 194, *IAHS Publ*. no. 133.

Wedepohl KH., 2015. The composition of the continental crust. *Geochim Cosmochim Acta* 1995;59:1217–32.

Weihua Q., Hongbo, Z. Et Chao, L., 2013. Chemical weathering, atmospheric CO_2 consumption, and the controlling factors of a small silicate watershed in subtropical zone

Wollast R., and Mackenzie F.T., 1983. The global cycle of silica. *Silicon geochemistry and biogeochemistry*. Academic Press London pp 39 -76

Wright, J., Schrader, H., and Holser, W. T., 1987. Paleoredox variations in ancient oceans recorded by Rare-Earth Elements in fossil apatite. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 51, 631-644.

Zoughaib R., 2013. Assesment of seasonal variation in volume and quantity of sediments in the upstream of Ibrahim river. *Mémoire de master*. Université Saint-Joseph, 76p.

Zurayk, R. 2003: Participatory GIS-based natural resource management: Experiences from a country of the South. *Arid Lands*, N53, May/June 2003

ANNEXES

Annexe 1 : Le Nahr Ibrahim, objet d'intérêt écologique depuis l'histoire

Les deux photos suivantes présentent des articles parus le 07/08/1996 dans le journal libanais Ennahar. Ils ont été écrits par divers auteurs défenseurs de la Rivière Ibrahim, autrefois confrontée aux pollutions des carrières situées dans son voisinage. Ces carrières ont finalement été arrêtées, mais quelques-unes demeurent en activité dans la partie aval.



كتاب من "أصدقاء الطبيعة" إلى وزير الداخلية

المقالع في نهر ابرهيم تقربنا من أبواب الجحيم

ريكاردوس المبر

وجه ريكاردو المبر، الامين العام لجمعية "اصدقاء الطبيعة" كتابا الى وزير الداخلية بشارة مرهج حول الاضرار التي تتسبب فيها المقالع للطبيعة في منطقة نهر ابرهيم. وهنا نص الكتاب:

"معالي وزير الداخلية

الاستاذ بشارة مرهج المحترم، تحية وبعد،

توجهت اخيرا الى بلدة بحشوش لالقاء محاضرة على اثر دعوة بلدية من شبابها المثقف بصفتي باحثا علميا في علوم البيئة في المجلس الوطني للبحوث العلمية استنادا مدرسا للمادة في ثلاث جامعات منذ ثماني عشرة سنة وامينا عاما لجمعية اصدقاء الطبيعة التي تسعى الى المحافظة على موارد لبنان الطبيعية وحماية انسانه من اخطار الملوثات. ان الذي يسترعي الاهتمام والقلق لدى الوصول الى المنطقة هو تلك الغصات الماثلة التي جعلت في الجبال المحاذية للطريق المؤدية الى قرى برجل والمرادية وبحشوش وادونيس، وفي محيطها. انها المقالع والكسارات التي توحي للقاصد انه على ابواب الجحيم حيث يلقي بنفسه وبسيارته قسرا في مهلكة مروعة ترسم لديه علامات استفهام كبيرة وتوحي له بتساؤلات كثيرة حول حقيقة تطبيق القانون الذي ينصف المعتدى عليه من العامة والسلطة التي تردع المتطاولين على كل الاعراف والقوانين التي تنظم حياة الجماعة، وحول حقوق الانسان المبدئية بالعيش الرغيد في بيئة سليمة تخلو من اي تعد على محيطه الحيوي، ومن اي اثر سلبي على نشاطاته، ومن اي سوء يصيبه في صحته وفي امكاناته الترفيهية وفي موارده الطبيعية والثقافية والحضارية، وفي اقتصاده كذلك.

اننا نشارك شباب بحشوش وأهالي قرى وادي نهر ابرهيم في تظاهراتهم البيئية حفاظا على واديهم، انسانا وارضا ومياه، ومياها وقرى وموجودات اخرى هي في قلب التراث اللبناني،م حملتها الينا هذه المنطقة الرائعة الجمال من اعماق التاريخ ومن بين حنايا الاساطير.

ان هذا الوادي التاريخي هو احد هبات الخالق الكريمة على وطننا، يسير بنا اغوار تاريخنا القديم مرددا اصداء حب ومجد وشاهدا على تجذر انساننا بالارض وملهما الادب والفن ومصقلا للتعلق بالوطن.

هذه الحديقة الطبيعية الغابقة بألف عطر من الف لون، والتي تسبح في اضياء ظلالها اطياف ناس صقلوا من صخورها ورفعوا فيها بيوت شكيمة ومياكل خشوع وجللوا حقافيها بعرق الكرابة واستنبتوا ترابها الخصب حبوب بركة واكتفاء، هذه الرائعة من ارضنا ممددة جديا بالرزال، فيما يعلن دولة رئيس مجلس الوزراء ان "معركة لبنان القادمة هي معركة اقتصاد وثقافة وحضارة"!

نهيب بكم العمل السريع للمحافظة على وادي نهر ابرهيم بكل مقوماته مهما تطلب الامر، كونه فريدا في مزاياه الكثيرة والتي نذكر منها القليل:

١- قيمته التاريخية: لانه مهد احد اقدم الاساطير العالمية واجملها. ولأنه يحوي عشرات النقوش الصخرية القديمة بالاضافة الى عدد مئسي من الاثار واطلال الهياكل.

٢- قيمته الحضارية: لانه شاهد على ترسخ الانسان اللبناني في ارضه بدءا بالمغاور القديمة المشرورة على كتفي الوادي وذات الكتابات والرسوم والمحفورات القيمة، حتى سهول ضفاف النهر حيث تحكي الهياكل والمعابد والبيوت اللبنانية القديمة حكايات جذور تراثنا العريق.

٣- قيمته الطبيعية: لانه احد اكمل البقاع اللبنانية الجميلة تكوينا جغرافيا وشكلا، اذ يحوي جميع العناصر الجمالية من جبال شامخة متوجة بالثلوج شتاء وتلال متضرسة ومنخفضات منبسطة ووديان سحيقة وقرى متباعدة زاهية بانسانها الاصيل وينابيع عذبة وسواق متمايلة ونهر دائم التدفق بالاضافة الى هواء يعبق بالاطياب وخضرة الطبيعة نضرة تنعم على كل شبر منه.

٤- قيمته العلمية: كون الوادي يتمتع بمناخ معتدل، اذ يحميه جداران شاهقان متقابلان من عناصر الطبيعة القاسية، مما جعل كل مرتفع ومسطح ومنخفض من ارضه بقعة فريدة في مزاياها سمحت جميعها بنمو انواع واعداد هائلة من الاشجار والنباتات المزهرة محولة الوادي حديقة غناء ذات فائدة عملية جمة وشاهدا على غنى ارضنا التي عرف قيمتها العلماء الاجانب فقط مثل عالمي النبات "بوست" الاميركي والاب "موتردا" الفرنسي، وعالمة الطيور "بنسون" البريطانية، وعالم الفراشات "لارسن" الدنمركي وعالم الحضارات القديمة "رينان" الفرنسي. وقيمة الوادي العلمية تتعدى النبات الى الحيوان الذي يتكيف وجوده مع وفرة الاشجار خصوصا والنبات عموما. ولخص تلك الانواع الكثيرة من الطيور اللبنانية التي تسكن الوادي وتلك المهاجرة التي تؤمه كل سنة مستفيدة من غناه للتفقيس ومفيدة له في نواح عدة اهمها در البذور لاعادة التخريج الطبيعي، والمحافظة على توازن الحياة في الوادي بمنع انتشار الحشرات المضرة بالنبات والانسان على السواء، اما الثروة النباتية والحيوانية الموجودة في مجرى النهر، وعلى ضفافه، فتؤلف موسوعة كبيرة من المعلومات التي ما زال علماء الجامعات وباحثوها ومراكز البحث في لبنان والعالم يستقون منها المعرفة الكامنة التي تحويها.

٥- قيمته البيئية: لانه المتنفس الطبيعي الاصلح والاكمل والاقرب لساكني المدن المكتظة ابتداء من العاصمة حتى مدن الساحل الشمالي، كونه يحوي المتنزهات الطبيعية للراحة والاستجمام، وكونه يتمتع بمناظر خلابة تساعد على التفكير والتأليف والرسم والتصوير، مع امكانات رياضية كثيرة كالمشي في الطبيعة وتسلق الجبال وسبر المغاور والسباحة الخ...

٦- قيمته السياحية: يمكن للوادي ان يصبح منتجعا سياحيا مهما ومدروسا بفضل الخصائص الجمة المذكورة انفا اذ يمكن ان تقام عليه منشآت سياحية غير معقدة وغير مخلة بالتوازن البيئي.

في ما يأتي نجدون تفنيدا ملخصا لمساوئ المقالع والكسارات عموما ولتلك المنتصبة علامات فارقة معيبة على مدخل وادي نهر ابرهيم خصوصا حيث يراها القاصي والداني وتترامى في حقل نظر كل من يريد اخذ صورة تذكارية لاحد اجمل مناطق لبنان.

١- قانونيا:

أ- ان جميع اصحاب المقالع والكسارات في المنطقة غير متقيدين بكل الشروط التي تنظم مجال عملهم!

ب- لا يمكن للذي سمح بوجود تلك المقالع والكسارات في تلك الامكنة بالذات ان يكون ملما بمخاطر هذه النشاطات البيئية والصحية والزراعية والجمالية والسياحية وبالتالي الاقتصادية.

٢- حياتيا: ان المقالع المتاخمة لطريق عام وادي نهر ابرهيم تهدد جديا سلامة العابرين لان الجبل قد قلع في شكل عمودي لامست حدوده قاعدة الطريق.

٣- صحيا: ان الغبار المتصاعد من منطقة التفجير والقلع والتكسير يتوجه حكما نحو بلدات الوادي محمولا مع الرياح الغربية الموجودة في المنطقة معظم ايام السنة.

ان تلوّث الهواء الدائم بالغبار يهدّد جميع قاطني المنطقة باحداث مشاكل صحية مختلفة خصوصاً في الاجهزة التنفسية لدى السكان عموماً ولدى المسنين والاطفال منهم خصوصاً. فالغبار الدقيق الذي يقل قطره عن ٢ ميكرون (جزئين من الالف من المليمتر) ولا تراه العين المجردة، يتوجه حكماً الى حجيرات الرئة حيث يتجمع محدثاً تدنياً في سعة الرئة وقدرتها على استيعاب الاوكسيجين بفاعلية. من جراء ذلك، وتبعاً لطول مدة التعرض لتنفس الغبار، تحدث اعراض عدم الاكتفاء التنفسي التي تظهر في الاشكال الآتية:

أ – في شكل توتر اسرع في عملية الشهيق والزفير التي يصحبها ارتفاع في عدد نبضات القلب، وانقباض في الشرايين.

ب – في شكل اعراض الربو الذي يصحبه تدن في كل الوظائف والتفاعلات في الجسم بسبب عدم الاكتفاء الغازي بالاوكسيجين.

ج – في شكل تليف الجيوب الهوائية الذي يحدث انخفاضاً نسبياً دائما في قدرة الرئتين الوظائفية.

٤ – انسانيا: من ابسط حقوق الانسان التمتع بنوعية حياة فضلى وبعيش رغيد يستطيع من خلاله الحصول على اهم شروط البقاء وهي هواء وماء وغذاء غير ملوث وفسحة عيش غير معتدى عليها من نشاطات تحدث تدنياً في نوعية الحياة، او حتى تهدد استمرارها.

٥ – زراعياً: من الثابت علميا ان الغبار المتكثف على اوراق النبات يمنع تنفسها ويقلل كثيرا من امكان التخليق الضوئي (Photosynthesis) لديها مما يحدث عوزا غذائياً لدى النبات تقل في نتيجته مناعتها حيال الامراض وتحدث خسارة انتاجية، كماً ونوعاً. هذه الخسارة تصيب الشتول الزراعية والنبات الطبيعي على السواء.

٦ – جمالياً: ان التشويه الصارخ الذي حدث على مشارف وادي نهر ابرهيم والذي يلحق الضرر السياحي الفادح بمجمل المنطقة، هو دليل واضح على ما يمكن لنشاطات الانسان غير المنظمة وغير المفيدة ان تحدثه من خسارة في موارده وفي مقومات ارضه. فبسبب الربح النسبي القليل لبعض الافراد تتكبّد الجماعة والوطن تالياً الثمن الباهظ.

٧ – اقتصادياً: يجب وضع جميع الاضرار المذكورة اعلاه في خانة "الاقتصاد الضائع". فهذه النتائج السلبية تنعكس خسارة مادية للافراد والمجموعة والمنطقة وللدولة. فما يترتب على هؤلاء من نتائج نشاطات فردية تزيد اضعاف الاضعاف على ما يمكن لتلك النشاطات ان تؤمنه لأي كان. والوضع يمكن تشبيهه بالفرد المنتفع الذي يحمل المبرد وبالمجموعة المعتدى على حقوقها التي تلحس المبرد فرداً فرداً!

لقد اختصرت الموضوع قدر الامكان. انك ولا شك تدرك عمق المسألة وأبعادها. ان لهذه المشكلة حلولا عميقة ومنطقية يمكن بلوغها بتطبيق القوانين التي تحمي حقوق العامة وتصون مقدرات الوطن. ان الهدف هو ايجاد امكنة بديلة للقلع والتكسير لا تحدث الاضرار السالف ذكرها وتكون مطابقة لشروط فنية مراقبة يتسنى من بعدها للمنتفع ان يعيد تأهيل المنطقة وفق انماط موجودة في سائر بلدان العالم. والهدف الاسمى هو التفاعل مع مقومات الوطن وموارده الطبيعية على انها رأس المال الذي لا بد من المحافظة عليه للاستمرار. فالتنمية والاعمار لا يمكن ان يكونا على حساب رأس المال، والا اصبحا تخريباً وهدراً.

نحن على يقين من تجاوبكم الكريم والا لما توجهنا الى معاليكم نطلب انصاف لبنان بحق.

دمتم سنداً للقانون

Source : Journal Ennahar, le 07/08/1996

Figure 102 : Avis de *Ricardos Al HABER* l'écologiste libanais au sujet des carrières implantées tout au long de la Rivière Ibrahim

La figure 102 ci-dessus montre une coupure de journal. Il s'agit d'une lettre adressée par Mr Ricardos AL HABER, fondateur général de l'association « Friends of Nature » (ONG au Liban) en 1996 au ministre de l'Intérieur du Liban. Mr ALHABER demande l'arrêt immédiat des carrières implantées le long du fleuve vu leurs effets néfastes non seulement sur la faune et la flore aquatique, mais aussi sur l'aspect écologique du bassin. Il appelle les agents politiques à la préservation de la vallée de la Rivière Ibrahim vu qu'elle est unique. Il argumente sa lettre en citant les valeurs que représente ce fleuve dans l'histoire et les civilisations, tout comme son rôle comme site naturel, touristique et scientifique par excellence. Cette diversité a attiré un grand nombre de chercheurs du monde entier (États- Unis, Danemark, Angleterre) pour étudier sa faune et sa flore.

La figure 103 ci-dessous regroupe des articles écrits par trois auteurs : Mr Marcel Abo Nader au nom de l'Office de la Protection du Consommateur au Liban, Mr Pierre MALICHEFE, expert environnemental, et Suzanne BERBARI, journalise du journal Ennahar.

Berbari écrit : « Adieu, à la rivière fertile, à la rivière d'Adonis et d'Achtarout, au Nahr Ibrahim ». Cette rivière n'est plus bonne à l'irrigation, à la pêche, car toute la richesse de sa faune aquatique est en coma à cause des rejets des usines industrielles et de la poussière des carrières implantées tout le long de son cours. MALICHEFE ajoute : « la rivière est sujette aux rejets domestiques et eaux usées, aux poussières des carrières qui amènent à la rivière des contaminants des produits agricoles et d'autres polluants comme les nitrates, les nitrites et le souffre. La vie aquatique est absente par manque d'oxygène dissous. De plus plusieurs plantes aquatiques sont désormais absentes du bassin ». Enfin, ABI NADER ajoute que l'État leur a rendu difficile l'investigation de la qualité des eaux du fleuve Ibrahim. En plus des dommages liés à l'eau potable, la santé humaine sera prochainement attaquée.



نهر ابراهيم (نهر الخصب) فقد الحياة بسبب تلوث المصانع

نزاع بين وزارتي البيئة والموارد المائية... والضحية الاسماك

سوزان برباري

... وداعا لنهر الخصب او لنهر ادونيس والمعروف حاليا نهر ابراهيم ذلك لانه لم يشهد التلوث الفعلي قبل الانتخابات حتى تتأهب همة المسؤولين من اجل صوت انتخابي لانقاذه من همروجة نفايات المصانع وغبار الكسارات. واليوم تجده ينازع البقاء، فهو غير صالح للري او صيد السمك لان ثروته السمكية اصيبت بغيبوبة تامة لان كمية الاوكسيجين اختفت من مياه النهر، والحياة انطفأت في داخله.

هذه الصورة الملونة بالمياه المبتذلة والمشبعة بترسبات الاوساخ المتراكمة في النهر وخارجه اثارت نوعا ما تحرك بعض المسؤولين وتقاذفت كرة التحرك الوزارات المعنية كالبيئة والموارد المائية والكهربائية، والزراعة... وحتى الان النتيجة «راوح مكانك» تصاريح ومواقف خجولة علنية ولا احد يسأل، عن واقع بيئي سياحي اصيب بشلل تام من وراء اهمال المسؤولين المعنيين في ظل غياب خطة لتصريف نفايات المصانع قرب النهر.

وهنا لا بد من سؤال «هل من رقابة فعلية على الاسماك الميتة او شبه الميتة في النهر لئلا تباع او تشترى؟ الى اي مدى يؤثر تلوث النهر على مياه الشفة في المنطقة؟

وهل من اصابات بسبب تفشي التلوث في النهر خصوصا وانه اليوم معطر بالروائح الكريهة؟

وما هو وضعه البيولوجي حاليا؟

رأي ماليشيف

ازاء ذلك كان لخبير البيئة الدكتور بيار ماليشيف رأي في هذا الاطار: «منذ اكثر من عشرين سنة تنبه المسؤولون الى وضع نهر ابراهيم وخطر تعرضه للتلوث خصوصا وان المعامل تحاصره من كل جنب الى ان وصلنا الى هذه الحالة المزرية فالنهر مشبع بالنفايات المنزلية والمياه المبتذلة ومحاط بغبار الكسارات التي تحمل في طياتها مادة الـnitrate والـnitrite عدا ورق الكرتون والمبيدات الزراعية التي ترمى جميعها عشوائيا وهكذا لف التلوث اسفل النهر، كما الوديان حيث المستنقعات الغارقة بالذباب والحشرات كذلك ان موت الاسماك في النهر يعود ليس فقط من وراء نفايات المصانع بل لانه افتقد الى كمية الاوكسيجين الضرورية وهكذا يموت السمك اختناقا من الاصناف العضوية حيث طلبنا فحص DBO لمعرفة كمية الاوكسيجين الضئيلة فضلا عن ان نهر ابراهيم مليء بالمواد السامة كالكبريت وسواه ولهذا تجده يموت بيولوجيا كما يفتقد الى انواع من الاعشاب المهمة الضرورية للحياة كالجرجير القره، ذنب الخيل عدا غياب الضفادع والديدان الضرورية للحياة والحشائش التي تفكك المواد السامة وتحولها الى صالحة.

وحاليا فهو ملون بالمياه المبتذلة كل ذلك لان ليس هنالك من حفر صحية ومحطات لتكرير السوائل السامة المستخرجة من المعامل».

وتابع «على كل معمل صناعي ان يحدد هوية النفايات التي يرميها ويعالجها بالطريقة العلمية واستعمال القساطل الخاصة باتجاه البحر وليس النهر لان اللامبالاة وعدم القيام بتحرك طارىء سيحولان انهار لبنان الى حياة مبتذلة فمن نهر ابراهيم الذي بات غير صالح لري الخضار والسمك فيه مسمم الى نهر بيروت ونهر انطلياس المشكلة نفسها تتكرر.

لهذا لا بد من عزل نهر ابراهيم اولا وثانيا عدم تصريف السوائل الناتجة من نفايات المصانع باتجاهه مع انتشال الاسماك الميتة فيه حتى يستعيد وضعه الطبيعي.

والجدي ذكره ان مياه افقا صالحة للشرب والنهر قرب منطقة بحشوش في اسفل الوادي سليم حتى الان واي اهمال في هذا الاطار سيؤدي الى تكاثر الامراض الجرثومية كالتهاب في الامعاء وغيرها والامراض الجلدية وايضا ستفقد السياحة وتتأذى المطاعم من جراء الروائح الكريهة العابقة في اجواء المنطقة».

ابي نادر: شكاوى عدة

من التحاليل الكيميائية والبيئية الى رأي جمعية حماية المستهلك الدكتور مارسيل ابي نادر الذي اوضح ما يلي: «لقد تلقينا شكاوى عدة من اهالي المنطقة حول عملية انقاذ نهر ابراهيم من الموت المحتم، خصوصا بعد ان عانت الاسماك من هجوم كاسح من قبل المبيدات السامة وجعلتها في عداد الاموات وهنا في ظل المشادات الكلامية بين وزارتي البيئة والموارد المائية حول من يتبنى انقاذ هذا النهر لا شيء جديد حتى الان سوى تصاريح صحافية فقط ومبادرات فردية اذ اخذنا عينة من مياه النهر لفحصها في احد المختبرات المهمة الا اننا تعرضنا لبعض الضغوطات لان الدولة تريد ان تأخذ هذا الامر على عاتقها الخاص خصوصا بعدما تبين لنا ان هنالك مادة سامة تفرزها المعامل قد تؤذي مياه الشفة في حال لم تتخذ الاجراءات اللازمة ونخشى اليوم ان لا تتدخل الوساطة السياسية في مسألة معالجة نهر ابراهيم ومع ذلك فالضحية مقتصرة حاليا على الاسماك. وليس على الاصابات البشرية وهذا ما نحمد الله عليه ولكن اذا استمر اهمال المسؤولين في هذا الاطار والتلهي بقضية الانتخابات قد تكون النتائج وخيمة».

Source : Journal Ennahar, le 07/08/1996

Figure 103 : Avis de *MALICHEFE*, *ABI NADER* et *BERBARI* au sujet des carrières implantées tout au long de la Rivière Ibrahim

Annexe 2 : Corrélation établie entre les données de précipitations des deux stations Kartaba et Kaslik

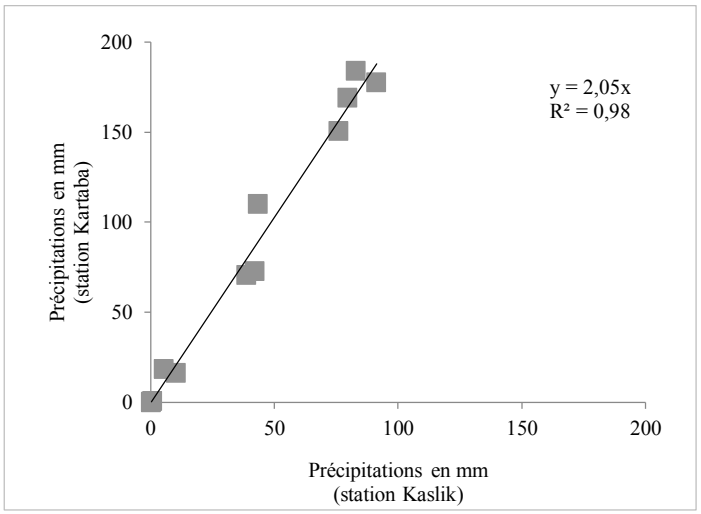


Figure 104 : Corrélation établie entre les données de précipitations des deux stations Kartaba et Kaslik

Annexe 3 : Moyennes annuelles de précipitations sur le BVRI

Année	P (mm)	Année	P (mm)
1950	1270	1966	1957
1951	1138	1967	1814
1952	1750	1968	2194
1953	1749	1969	1391
1954	1764	1970	1641
1955	977	2000	218,8
1956	1666	2001	677,5
1957	1264	2002	722,2
1958	1136	2003	409,1
1959	1018	2004	1076,6
1960	913	2005	1071,2
1961	1064	2006	993,9
1962	1310	2007	1157,6
1963	1716	2008	1091,4
1963	1575	2009	1880,3
1964	1594	2010	942,4
1965	1484	2011	896,8

Table XXIX : Moyennes annuelles de précipitations sur le BVRI

Annexe 4 : Différentes classes occupées de sol qui se trouvent dans les 7 sous bassins du BVRI

	Pourcentage de la superficie (%)						
Classe	NI1	NI2	NI3	NI4	NI5	NI6	NI7
Fleuve ou rivière	0,28	0,25	0,17	0,13	0,11	0,08	0,05
Lac collinaire	0,14	0,14	0,14	0,13	0,12	0,01	0,00
Forêt de chênes clairsemée	6,22	5,06	1,97	0,33	0,23	0,06	0
Forêt de chênes dense	5,52	4,91	2,35	1,04	0,55	0	0
Forêt de cyprès peu dense	0,361557	3,06E-05	0,99	0,99	0	0	0
Forêt de cèdres peu dense	0,99	0,99	0	0	0,99	0	0,75
Forêt de genévriers peu dense	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0	0,22
Forêt de pins dense	2,12	1,87	1,05		0	0	0
Forêt de pins peu dense	1,02	1,02	0,78	0,07	0	0	0
Forêt mixte clairsemée	2,73	2,63	2,40	1,64	1,55	0,02	0
Forêt mixte dense	6,65	5,76	3,57	1,02	0,86	0	0,01
Autre type de forêt dense (platane,	0,01	0,01	0	0	0	0	0
Autre type de forêt feuillue clairsemée	0,15	0,15	0,15	0,09	0,01	0	0
Zone incendiée	0,04	0,03	0,02	3,06E-05	0	0	0
Mitage urbain sur culture de plein champ	0,09	0,08	0,02	0,011	0,0062	0	0
Mitage urbain sur forêt clairsemée	0,07	0,03	0	0	0	0	0
Mitage urbain sur forêt dense	0,205	0,189	0,0092	0,0044	0,0022	0	0
Mitage urbain sur verger	0,09	0,09	0,08	0,08	0,05	0	0
Mitage urbain sur zone arbustive	0,076	0,022	0,016	0,008	0,0074	0	0
Terrain urbain vacant	0,000153	0	0	0	0	0	0
Tissu urbain moyennement dense	0,13	0,12	0,12	0,10	0	0	0
Tissu urbain peu dense	0,83	0,43	0,15	0,12	0,08	0	0
Culture de plein champ en grande surface	0,55	0,55	0,42	0,20	0,01	0,04	0
Culture de plein champ en terrasses	2,41	2,17	1,53	1,01	0,62	0	0,00073
Sous abri	0,15	0,13	0,07	0,04	0,02	0	0
Oliviers	0,30	0,29	0,27	0,24	0,20	0	0
Terre agricole abondante	0,13	0,08	0,06	0,05	0,05	0,005413	0,0012
Agrumes	0,003	0	0	0	0	0	0
Arbres fruitiers à feuilles caduques	4,08	3,94	3,58	3,34	2,81	0,15	0,0096
Végétation arbustive	1,01	0,79	0,59	0,55	0,54	0,20	0,22
Végétation arbustive (avec arbres dispersés)	9,55	8,98	8,16	6,93	6,15	2,27	3,22
Végétation herbacée moyennement dense	10,45	10,21	9,17	7,84	6,95	3,12	1,20
Élevage volaille	0,002722	0,000703	0	0	0	0	0
Extraction de matériau (carrière)	0,51	0,46	0,24	0,04	0,03	0	0,02
Zone industrielle ou commerciale	0,04	0	0	0	39,48	0	0
Roche nue	2,03	2,03	2,01	1,86	1,66	1,30	0
affleurement rocheux	40,83	40,83	40,60	39,51		20,05	16,95
Total	100	94,50	80,90	67,6	63,29	27,23	22,92

Source: Land Cover Map of Lebanon (1: 50 000), CNRS 2005.

Table XXX : Distributions des différents modes d'occupation de sol dans les 7 sous bassins du BVRI

Annexe 5 : Tonnage annuel par station pour tous les éléments étudiés, pour les périodes de hautes et basses eaux respectivement

T/an	**Ca^{2+}**		**Cl^-**		**SO_4^{2-}**		**Mg^{2+}**		**K^+**		**Na^+**		**HCO_3^- et CO_3^{2-}**	
	HE	*BE*	*HE*	*BE*	*HE*	*BE*	*HE*	*BE*	*HE*	*BE*	*HE*	*BE*	*HE*	*BE*
NI1	17998	4339	1218	391	1875	567	3698	1074	151	51	1656	464	70414	18474
NI2	16682	4009	2977	800	2013	398	3728	1074	149	46	1257	460	72163	19280
NI3	20403	3340	1115	578	1262	292	3417	960	150	45	1645	412	91572	19022
NI4	13743	3753	2219	499	724	216	2170	605	105	30	1203	293	59035	14949
NI5	13297	3681	1124	307	651	213	2082	593	101	29	1146	288	56347	14661
NI6	6823	1935	67	61	288	113	825	259	31	12	454	114	25634	7436
NI7	4817	1889	529	212	1028	442	1329	552	50	20	300	120	20077	7907

Table XXXI : Tonnage annuel pour le Ca^{2+}, Mg^{2+}, HCO_3^- et CO_3^{2-} SO_4^{2-}, Na^+, K^+ et Cl^- en période de hautes et basses eaux

Annexe 6 : Les tonnages respectifs pour le sodium, le potassium, et les chlorures

		Hautes eaux				Basses eaux			
		Ta T/an	Δ T/an	TR T/km^2	P %	Ta T/an	Δ T/an	TR T/km^2	P %
Sulfates	NI6+NI7	1316				555			
	NI5	651	-666	-15	-68	213	-343	-8	-89
	NI4	724	74	5	11	216	4	0,25	2
	NI3	1262	538	12	54	292	75	2	30
	NI2	2013	751	17	46	398	107	2	31
	NI1	1875	-138	-8	-7	567	168	9	35
	(NI7+NI6)-NI1		559	3	35		11	0,07	2
Sodium	NI6+NI7	754				234			
	NI5	1146	+393	+9	+41	288	+54	+1	+21
	NI4	1203	+57	+4	+5	293	+6	+0,4	+2
	NI3	1645	+442	+10	+31	412	+119	+3	+34
	NI2	1257	-388	-9	-27	460	+48	+1	+11
	NI1	1656	+399	+22	+27	464	+5	+0,3	+1
	(NI7+NI6)-NI1		+902	+6	+75		+231	+1	+66
Potassium	NI6+NI7	80				32			
	NI5	101	21	0,49	23	29	-3	-0,06	-9
	NI4	105	4	0,30	4	30	1	0,04	2
	NI3	150	45	1,03	35	45	15	0,34	40
	NI2	149	-1	-0,02	-1	46	1	0,03	3
	NI1	151	2	0,12	1	51	5	0,28	10
	(NI7+NI6)-NI1		71	0,44	61		19	0,12	45
Chlorures	NI6+NI7	596				273			
	NI5	1124	+529	+12	+61	307	+35	+1	+12
	NI4	2219	+1095	+78	+65	499	+191	+14	+47
	NI3	1115	-1104	-25	-66	578	+79	+2	+15
	NI2	2977	+1862	+42	+91	800	+221	+5	+32
	NI1	1218	-1758	-98	-84	391	-409	-23	-69
	(NI7+NI6)-NI1		+623	+4	+69		+118	+1	+36

Table XXXII : Comparaison entre l'écart de tonnage annuel entre les stations, le tonnage résiduel, et le pourcentage pour le SO_4^{2-}, Na^+, K^+ et Cl^- en période de hautes et basses eaux

Annexe 7 : Limite de détermination (LD) du protocole de la fusion alcaline du SARM

	>50 ppm	>10 ppm	>1 ppm	>0,1 ppm	>0,01 ppm	* Limites déterm. ppm
As	<5%	<10%	**			1,50
Ba	<5%	<10%	**			1,60
Be	<5%	<10%	**			0,40
Bi		<5%	<10%	**		0,10
Cd		<5%	<15%	**		0,12
Ce		<5%	<10%	**		0,14
Co	<5%	<10%	<15%	**		0,40
Cr	<5%	<10%	**			4,00
Cs		<5%	<10%	**		0,10
Cu	<5%	<10%	**			5,00
Dy			<5%	<10%	<15%	0,01
Er			<5%	<10%	**	0,01
Eu				<5%	<10%	0,005
Ga		<5%	<8%	**		0,20
Gd				<5%	<10%	0,013
Ge		<5%	<8%	**		0,15
Hf		<5%	<10%	<15%	**	0,03
Ho			<5%	<10%	**	0,002
In			<5%	**		0,07
La			<5%	<10%	**	0,09
Lu				<5%	<10%	0,003
Mo		<5%	<10%	**		0,50
Nb		<5%	<10%	<15%	**	0,09
Nd			<5%	<10%	**	0,06
Ni	<5%	**				5,00
Pb		<5%	<10%	**		0,70
Pr			<5%	<10%	**	0,015
Rb		<5%	<10%	**		0,40
Sb		<5%	<10%	**		0,20
Sm			<5%	<10%	**	0,015
Sn	<5%	<10%	<15%	**		0,45
Sr	<5%	<10%	**			2,00
Ta		<5%	<10%	<15%	**	0,01
Tb				<5%	10%	0,003
Th		<5%	<10%	<15%	**	0,06
Tm			<5%	<10%	**	0,001
U	<5%	<10%		<15%	**	0,03
V	<5%	<10%	**			0,70
W	<5%	<10%	<15%	**		0,25
Y		<5%	**			0,20
Yb			<5%	<10%	**	0,007
Zn	<10%	**				11,00
Zr	<8%	<15%	**			1,00

Table XXXIII : Limite de détermination pour les éléments traces

Oxydes%	>10%	>5%	>1%	>0,5%	>0,1%	>0,05 %	>0,01 %	>0,005 %	* Limites déterm.%
SiO_2	<1%		<5%			<15%	**		0,02
Al_2O_3	<1%			<10%		<15%	**		0,02
Fe_2O_3			<2%		<5%	<15%	**		0,02
MnO			<1%		<5%		<10%	**	0,0002
MgO		<2%	<5%			<10%	**		0,015
CaO		<2%		<5%		<15%	**		0,03
Na_2O		<2%		<5%		<15%	**		0,01
K_2O		<2%		<5%	<10%	<15%	**		0,01
TiO_2				<5%	<10%	**			0,02
P_2O_5			<5%		<10%	**			0,04
					>50	**>20**	**>10**	**>1 ppm**	*** L.D. ppm**
Sc					<5%		<15%	**	1,00

Table XXXIV : Limite de détermination pour les oxydes

* La limite de détermination (L.D.) est calculée comme étant 6 fois l'écart type relatif sur 100 mesures de blancs de préparation.

** L'incertitude sur la mesure est calculée pour 200 mg d'échantillon préparé. Elle devient importante (>25%) sur une plage de concentration située entre la limite de détermination et la plus faible concentration pour laquelle un pourcentage d'erreur est indiqué.
Pour certains éléments traces, cette incertitude peut être réduite de façon significative à l'aide d'une chromatographie liquide avant passage à l'ICP-MS. Ces analyses particulières doivent faire l'objet d'une entente préalable avec le Service d'Analyse.

Calculs effectués pour 5 matériaux géochimiques de référence en analyse de routine sur une période de 12 mois (n = 300 par matériau).

SARM
CRPG-CNRS : 15 rue Notre Dame des Pauvres, BP20, 54501 Vandoeuvre-lès-Nancy, France
Tél : 33 (0)3 83 59 42 41 ; Fax : 33 (0)3 83 51 17 98

Annexe 8 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales des ET mesurés dans les SF du BVRI

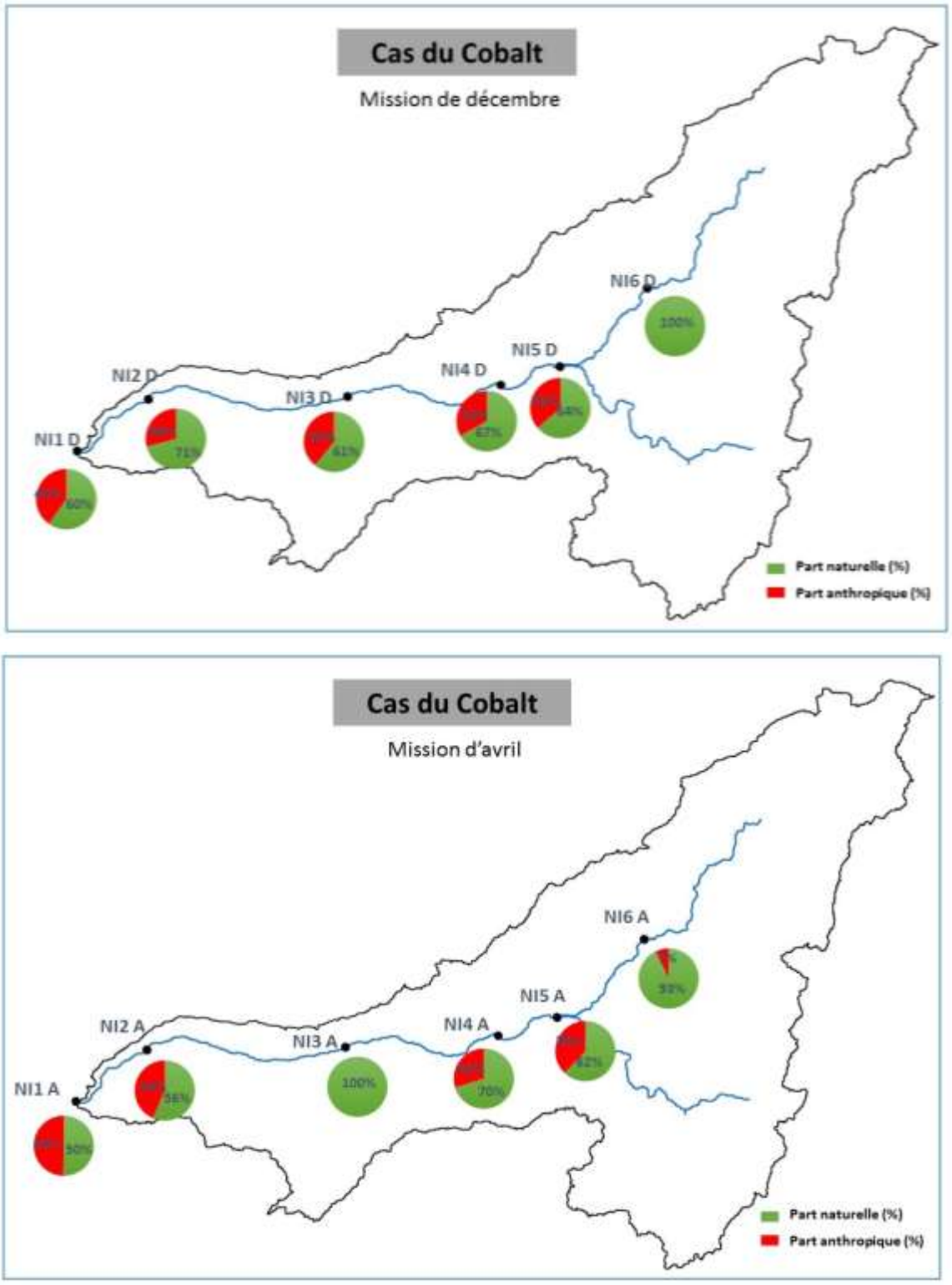


Figure 105 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du cobalt mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

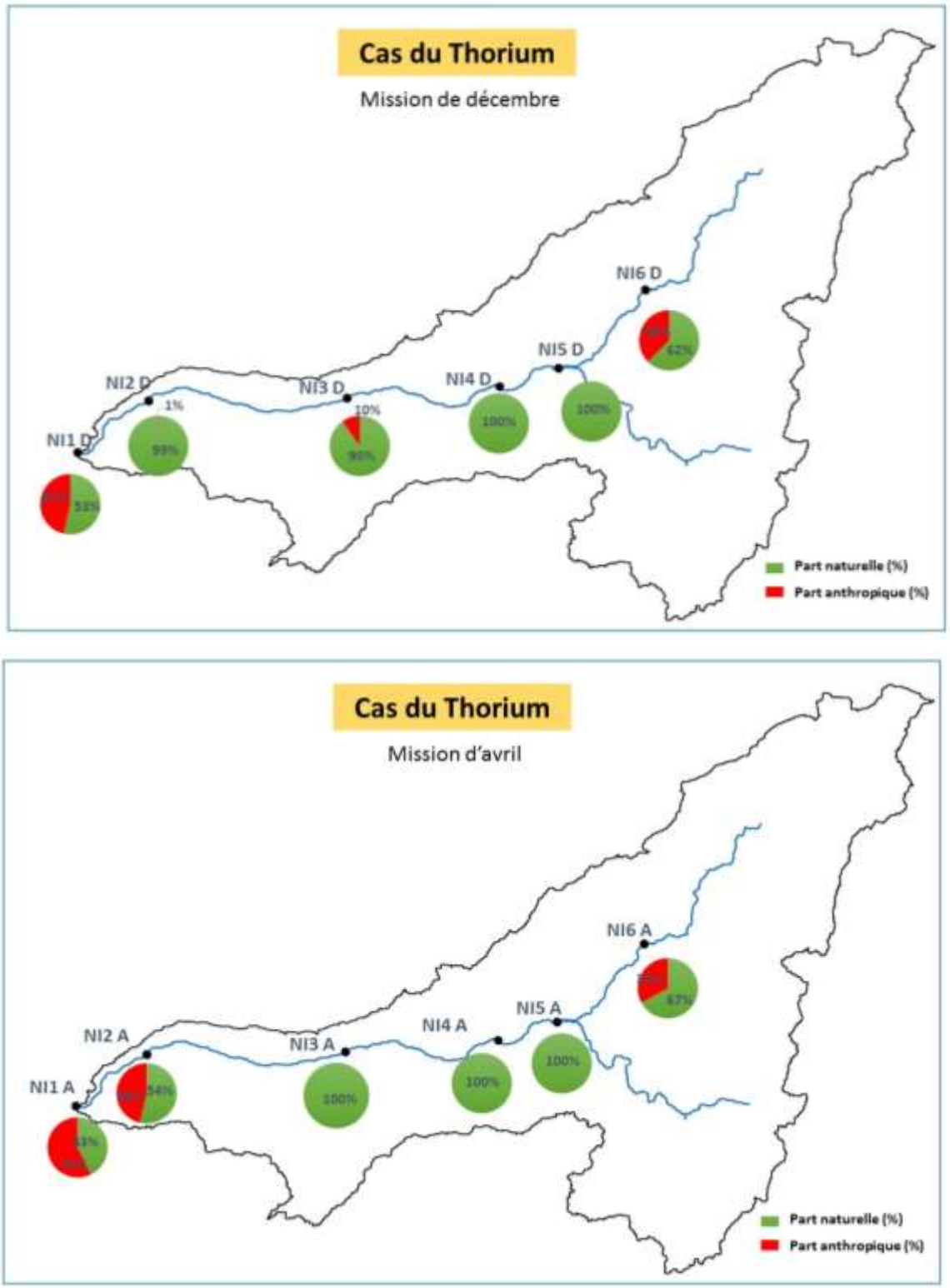


Figure 106 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du thorium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

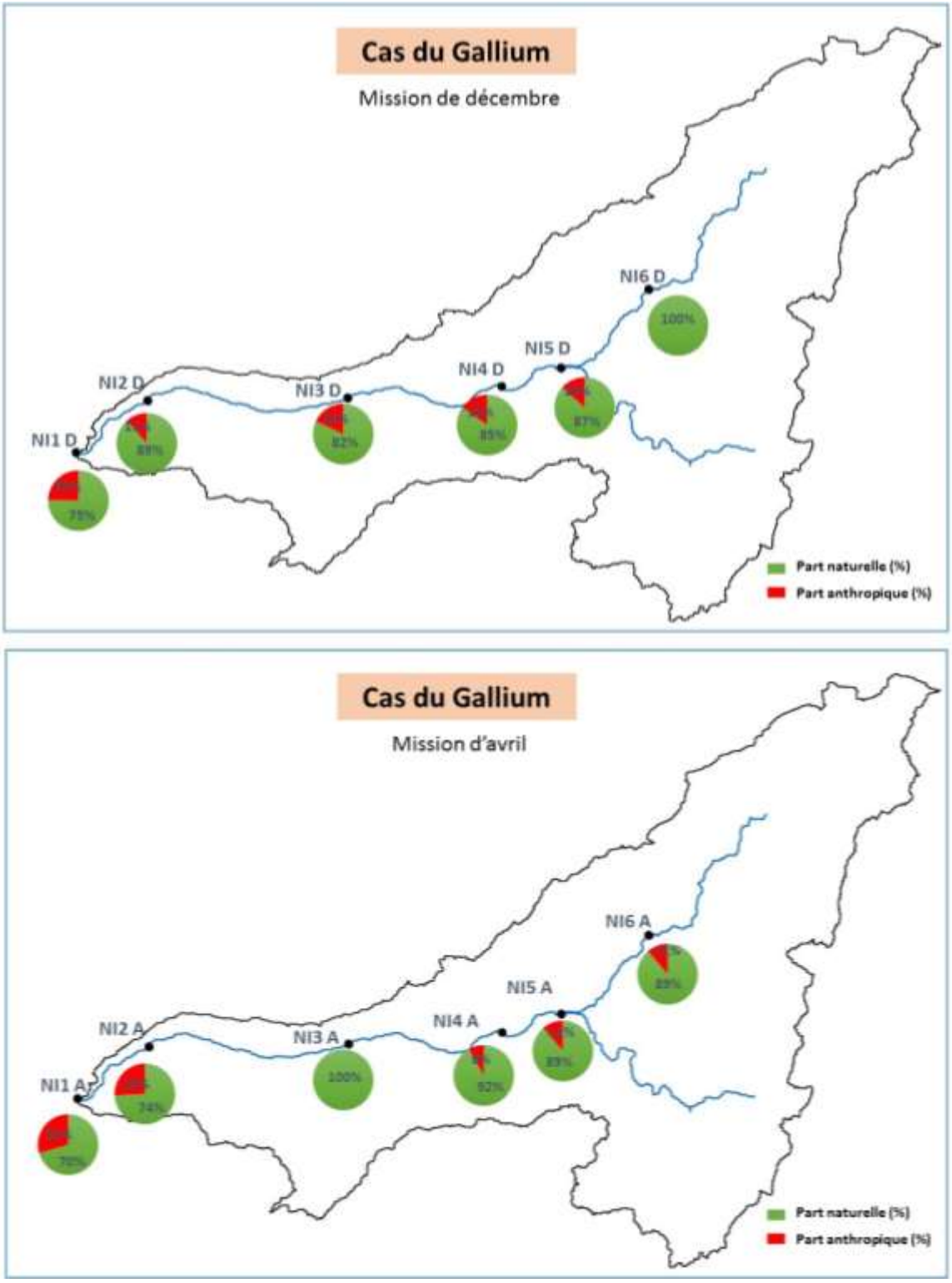


Figure 107 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du gallium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

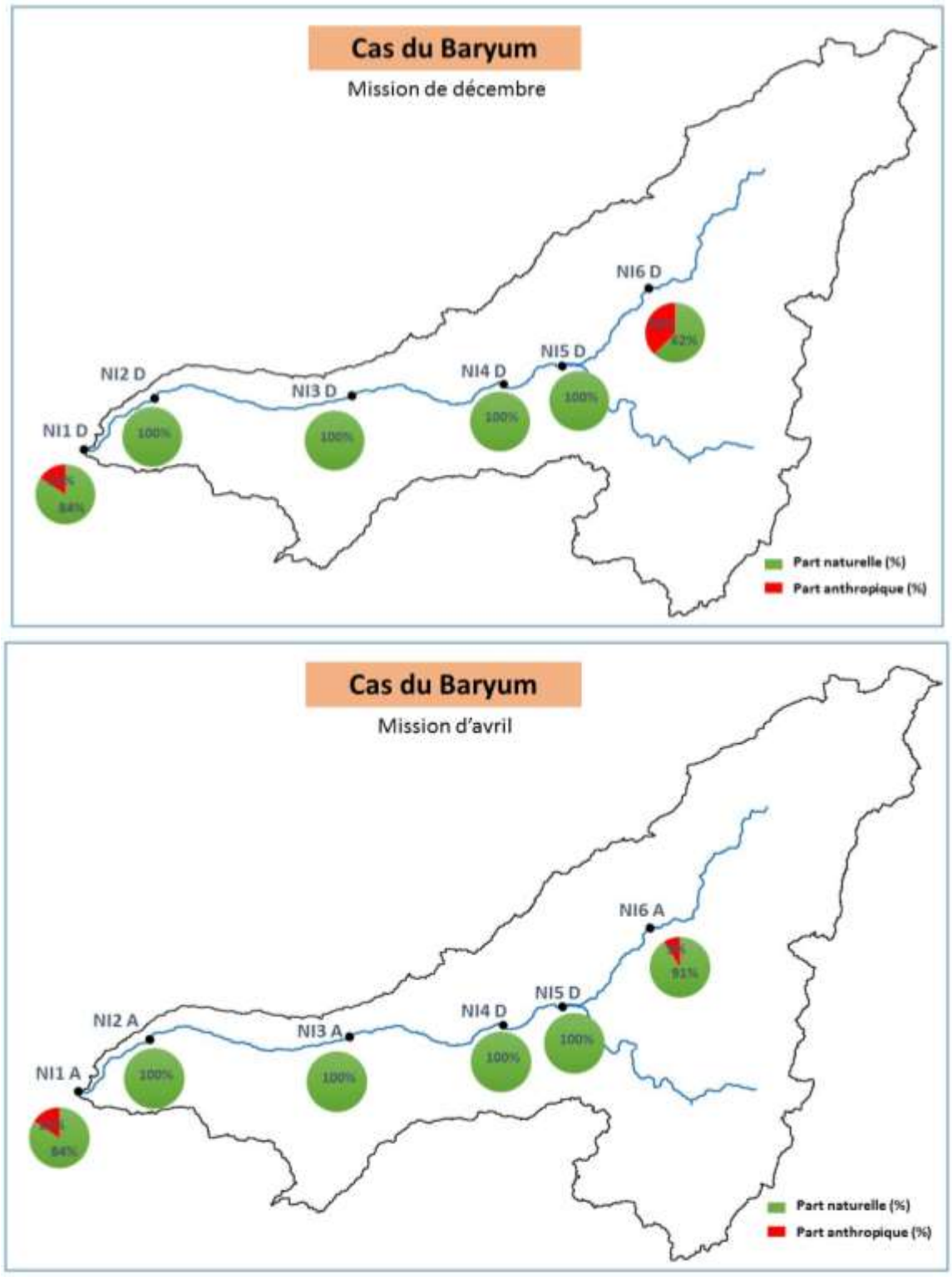


Figure 108 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du baryum mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

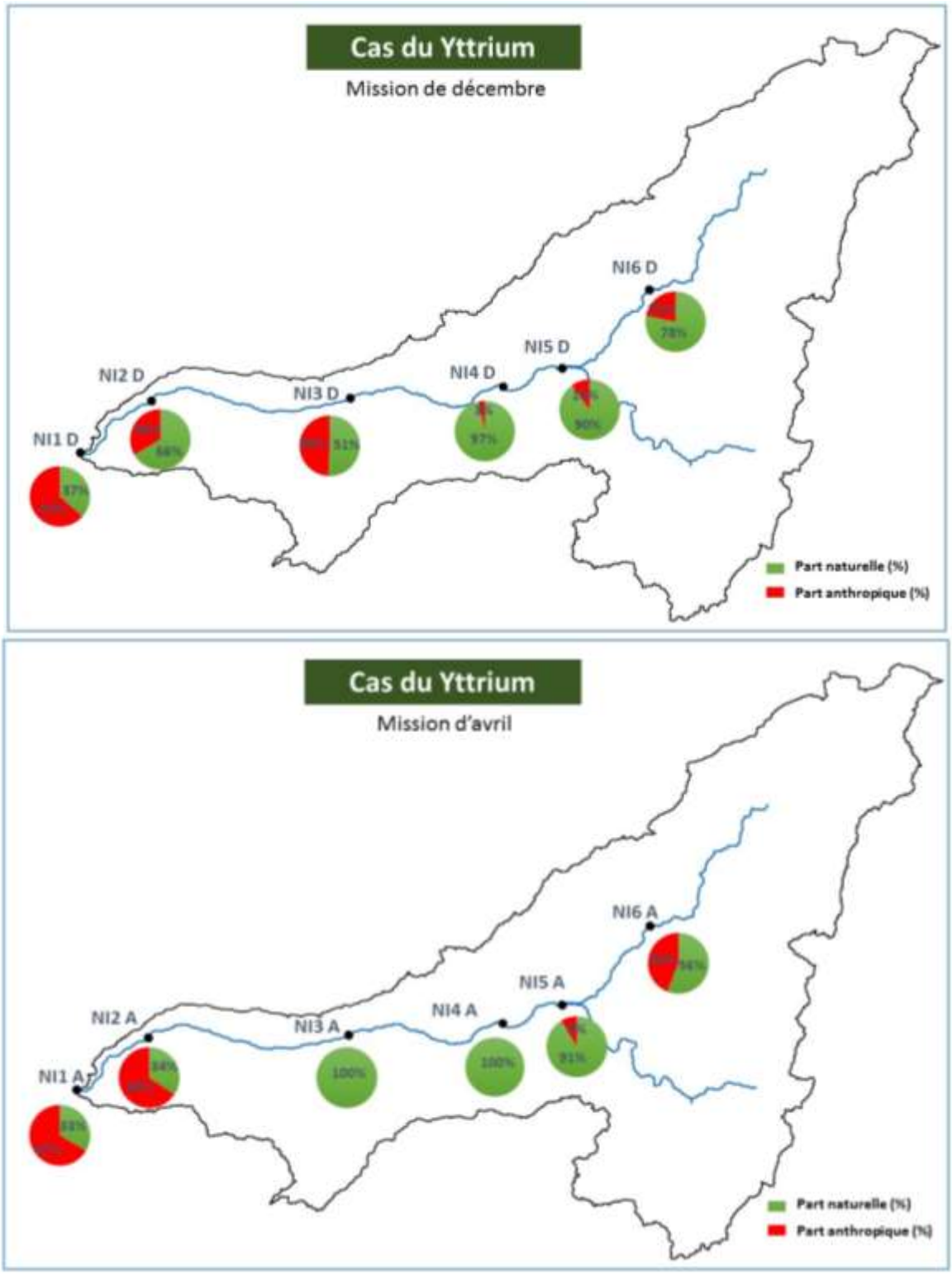


Figure 109 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du yttrium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

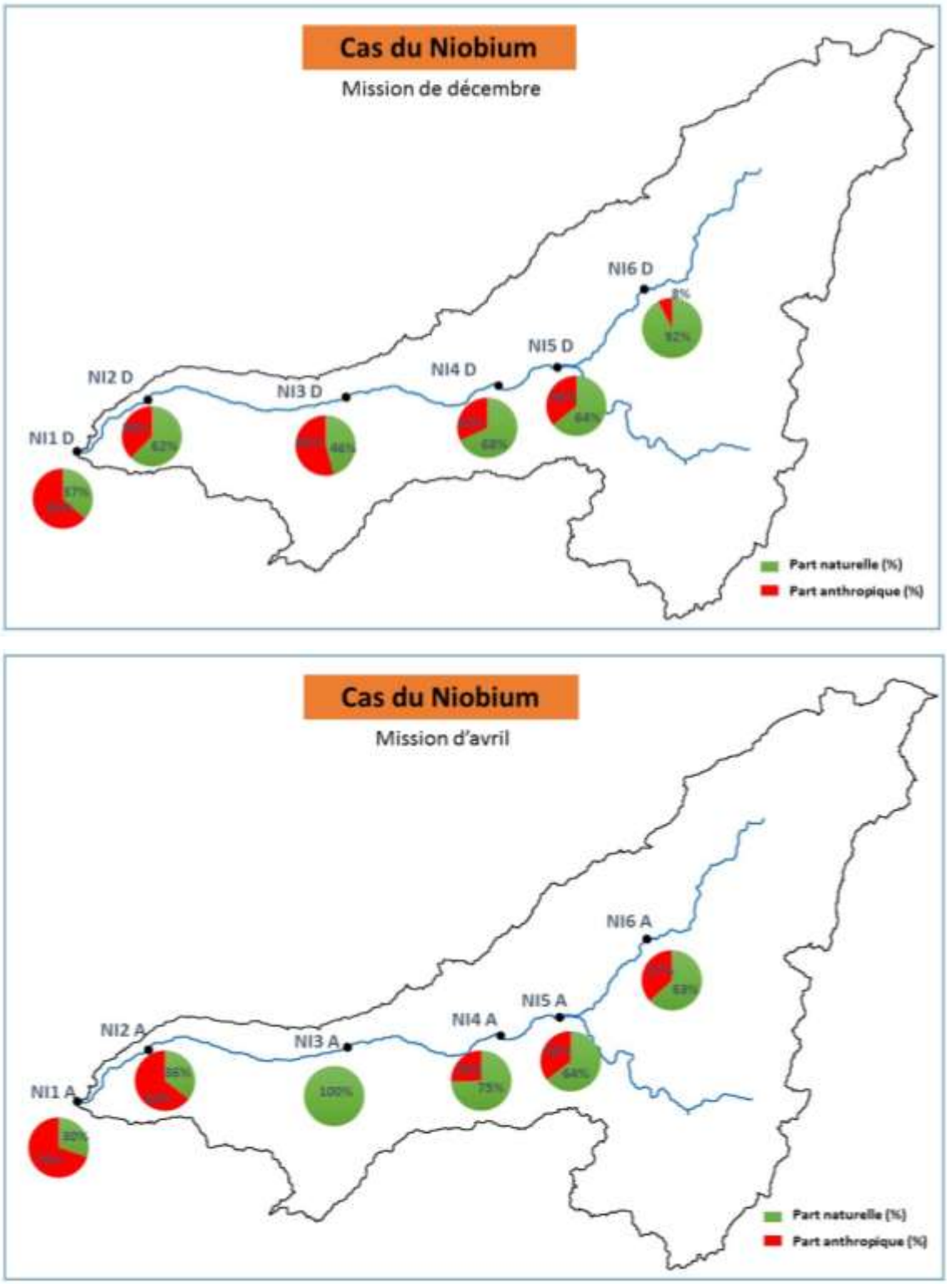


Figure 110 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du niobium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

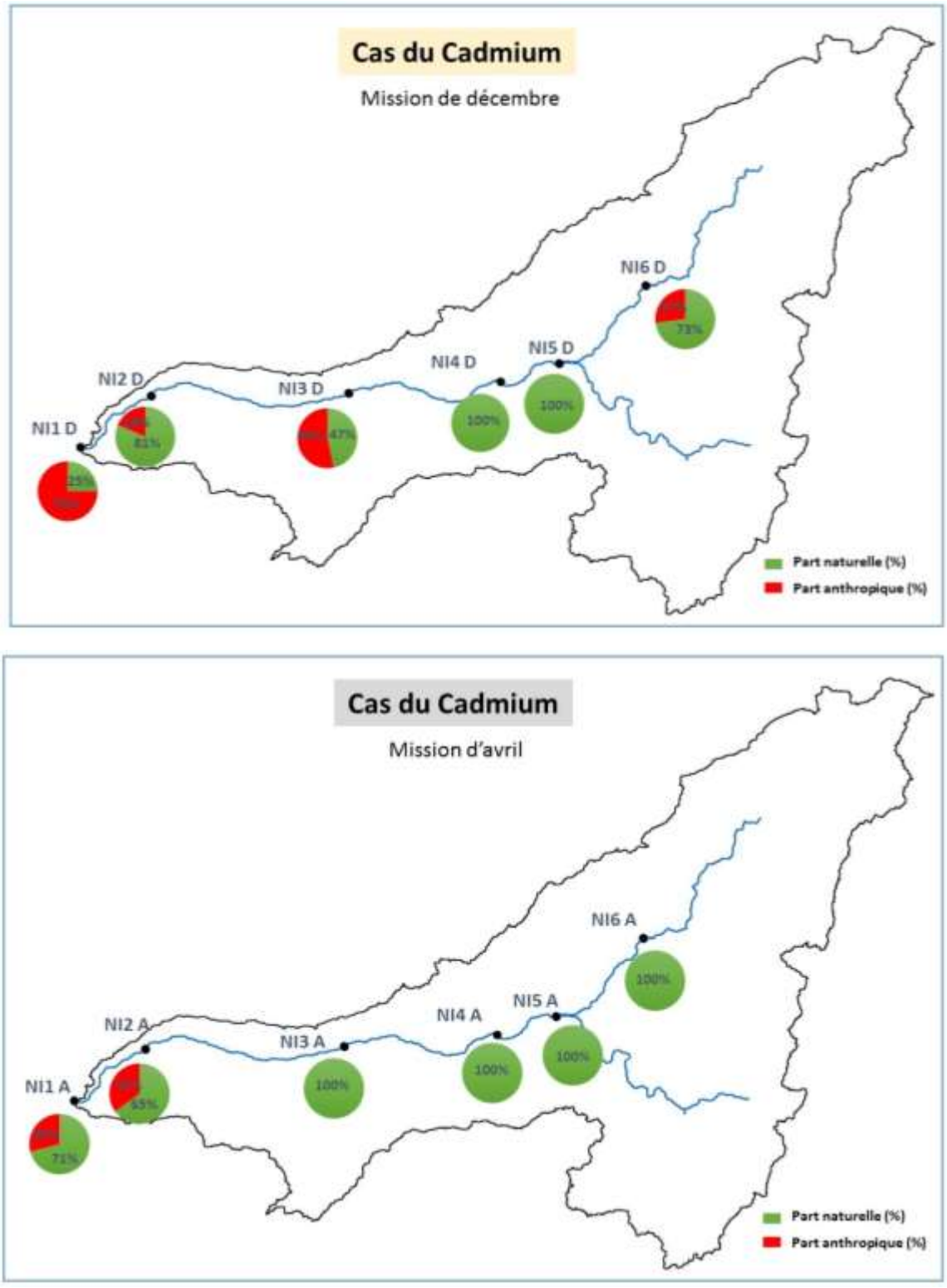


Figure 111 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du cadmium mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

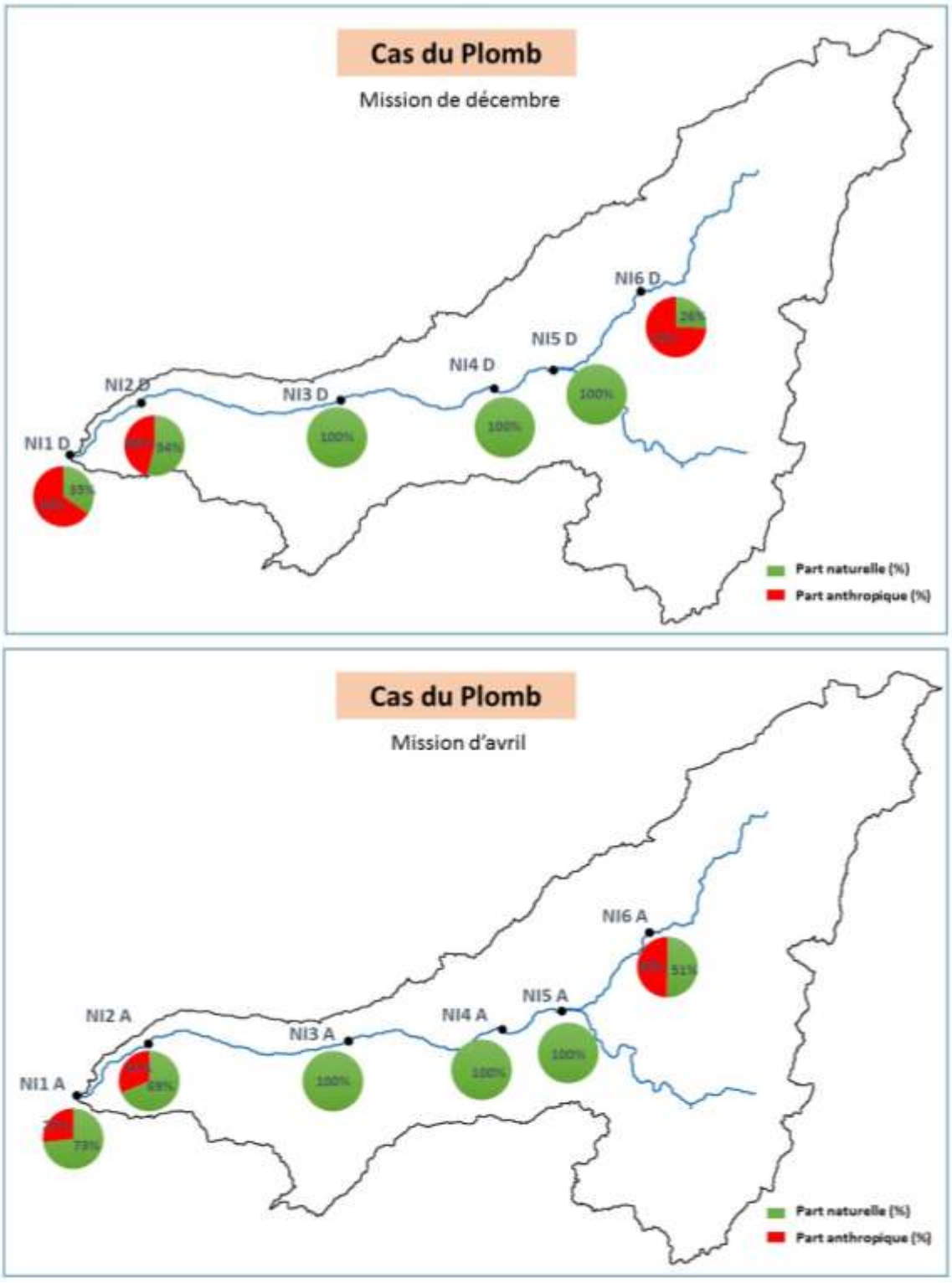


Figure 112 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du plomb mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

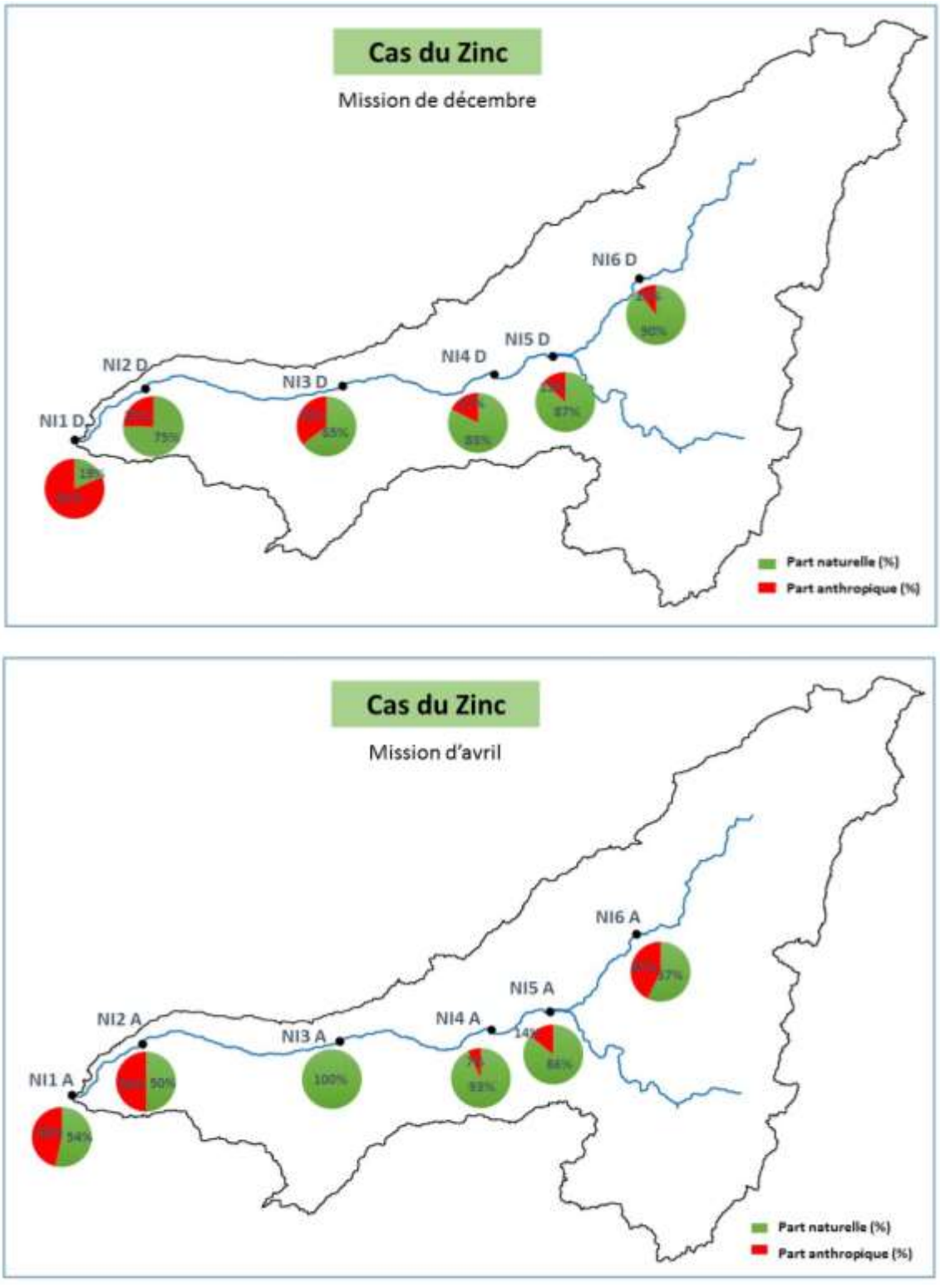


Figure 113 : Part naturelle et part anthropique dans les concentrations totales du zinc mesuré dans les sédiments de fond des 6 stations du BVRI pour les périodes d'avril (A) et de décembre (D)

Annexe 9 : Using Remote Sensing and GIS techniques to Assess the anthropogenic impact on forest fires in Nahr Ibrahim Watershed, Lebanon

USE OF REMOTE SENSING AND GIS TO ASSESS THE ANTHROPOGENIC IMPACT ON FOREST FIRES IN NAHR IBRAHIM WATERSHED, LEBANON

A. Assaker, T. Darwish, G. Faour and M. Noun
National Council for Scientific Research, Center for Remote Sensing, P.O. Box: 11-8281, Beirut, Lebanon
auroreassaker@gmail.com

(Received 26 July 2011 - Accepted 19 September 2011)

ABSTRACT

The Mediterranean forests are exposed yearly to several forest fire events threatening the social, economical, ecological and living conditions of human being. The majority of these fires are of anthropogenic origin. The Nahr Ibrahim watershed (NIW) represents a typical example of the Lebanese areas having abundant forest surface (38.23% of its surface) but suffering recently from forest fires. The preservation of these natural resources is a priority for the continuity, stability and prosperity of the country. Several methods were applied to evaluate the potential forest fire risk in order to identify hot spots and reduce the potential damage. In this context mapping forest fire risk is a priority and a preliminary tool for the prevention of catastrophic fire events and development of sustainable forest management plans. The use of remote sensing and GIS provided the solid base for similar studies such as the forest fire risk map done for Lebanon at 1:200.000 scale. Therefore, the need for more detailed analysis at the watershed level arises. In this study a comparative analysis was conducted at a large scale (1: 50.000) on the NIW to assess the effect of several natural factors (climate, topography, vegetation and soil conditions) on forest fire risk. A combination of natural and anthropogenic factors (urban settlements, roads and zones with agricultural activity) provided better understanding of the impact of anthropogenic activities on forest hazards and forest resources conservation. The results show that forest fire in high risk zones is aggravated by anthropogenic activities: an increase from 5% to 38% was detected. In areas of moderate risk the increase goes from 7 to 25%. On the other hand, areas with low risk zones noticed a significant decrease when the anthropogenic activities were incorporated. Areas with very low risk have almost vanished.

Keywords: remote sensing, forest, fire, risk, natural factors, human pressure, Mediterranean forest

INTRODUCTION

Fire is a natural element present in all forest ecosystems and influencing many of its functions such as regulating plant succession and wildlife habitat, recycling of nutrient,

maintaining biological diversity, reducing biomass and controlling insect and disease population. Although fire may destroy individual trees and understory plants, native species historically adapted to fire and had a high regeneration capability. But since Homo sapiens first learned how to use fire, this equilibrium was broken and the majority of forest fires have been of anthropogenic origin resulting in several catastrophic problems threatening the life of its main cause (Tishkov, 2004). The negative impacts include air and water pollution, loss of biodiversity, land degradation, desertification, soil erosion, impairment of human health and safety as well as loss of human life.

The Mediterranean region is one of the world's biodiversity hotspots (Alacantara, 2010), where many civilizations over the history relied on its forest resources for their cultural, economical, social and esthetic service. However, every year, fires destroy millions of hectares of these surfaces (Maheras, 2002).

In Lebanon, one of the smallest Mediterranean countries (10,452 km^2), with a forest cover representing 13.4% of its total surface (FAO, 2010), this problem is well pronounced with the dry and hot climate in the east (ACS, 2006). Furthermore, many studies agreed that forest fires in Lebanon occur so frequently: an amount of 70600 forest fire events took place between 1994 and 2004, with an average of 1200ha of forested area burned annually (Mitri, 2010).

In this context, understanding forest fire risk (FFR) and the behavior of such risk when exacerbated by the anthropogenic activities is extremely important for reducing fire frequency and damage. It is a prerequisite for any sustainable forest management planning. This can be simply done by analyzing different factors that influence forest fires using FFR maps (FFRM) (Jaiswal *et al*., 2002). For this purpose, geographic information system (GIS) and remote sensing (RS) techniques were used successfully. In this regard, only one previous study was done by Faour *et al*. in 2006, to assess FFR on the national Lebanese scale at 1:200000. But a FFRM at the watershed level using high resolution source data is still lacking in the country and can improve forest management and necessary prevention measures.

The present study shows a typical example of assessing natural and hazardous FFR, and the effect of anthropogenic activity on a selected watershed from Lebanon. It is considered as a pilot study that can be applied on other Lebanese watersheds.

GENERAL CHARACTERISTICS OF THE STUDY AREA

The study area is the Nahr Ibrahim watershed (NIW), located in the occidental part of Jbeil casa and covering an area of approximately 326 km^2 (Figure 1). It comprises forest (38.23% of its total surface), agricultural land and residential areas. It is characterized by an obvious biodiversity and classified as an international heritage site (Bou Saab *et al*., 2007). It is considered as a diversified landscape in terms of geology (Dubertret, 1953), climate (CAL, 1977; 1982) and topography representative of Lebanese environments. But such an important area has recently witnessed forest fires, making it a typical pilot area for study.

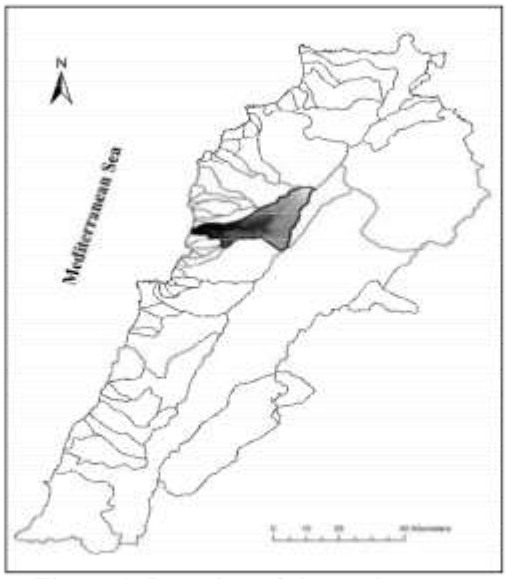


Figure 1. Location of the study area.

FOREST FIRE CONTROLLING FACTORS

Many researchers mapped FFR zones using several natural (vegetation, topography, climate) and anthropogenic factors (proximity to roads, agriculture and urban settlements) (Chuvieco & Congalton, 1989; Jaiswal *et al*., 2002; Limin *et al*., 2006; Faour *et al*., 2006; Erten *et al*., 2006; Garcia Strino, 2007). In this research, a new approach is integrated, where a combination of elements previously mentioned and other new factor (soil) are used. Then, by assigning relative weights to various factors according to their abilities to ignite a fire, the FFR zones were delineated. Furthermore, since this research focuses on the role that humans can play in such risk, two FFRM will be generated:

- Natural FFRM (NFFRM) where natural factors are combined.
- Forest fire hazard map (FFHM) where natural and anthropogenic factors are combined.

Modeling will be done without taking into account the large amount of potential forest fire caused by human intended action (arson) which is difficult to predict in any form.

MATERIALS AND METHODS

Materials used

In this research, laboratory and field materials were both used.

Laboratory Materials provided from the CNRS.
Land cover map scale 1/20000 (CNRS, 2006).
Soil Map of Lebanon scale 1/50000 (Darwish *et al*., 2006).
Topographic map of Lebanon scale 1/20.000 (DGGA, 1963) (Directorate General of Geographic Affairs).
Climatic Records from the CAL and LARI (CAL, 1977; 1982; LARI, 2010)
GIS software.
Aerial photos of the year 1965 (Mission C 002/60) provided from the DGGA.
Satellite images from the Ikonos TM sensor of the year 2005 with 0.8 m resolution.

Field devices
Global Positioning System tool (GPS).
Data manipulation for FFR assessment.

Each of the forest fire controlling factors has several elements that contribute to the fire risk in the NIW (Figure 2). Thus for each factor, corresponding elements were extracted using GIS techniques: slope, elevation, aspect, fuel type and density, texture, organic matter content, and wind speed. Average maximal temperature for the fire season was calculated according to the Isohyethal method (Fetter, 1994).

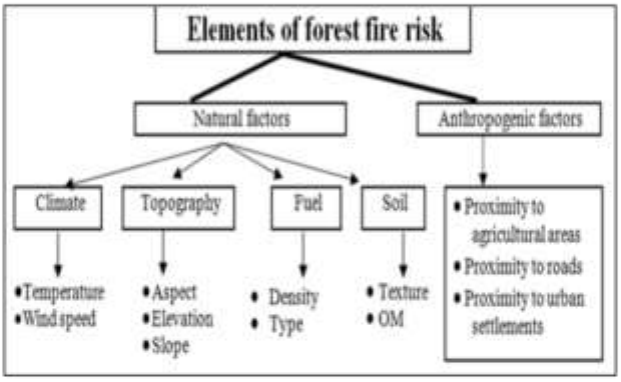


Figure 2. Forest fire controlling factors.

Figure 3 represents the different tools used in the FFR assessment and the generated materials.

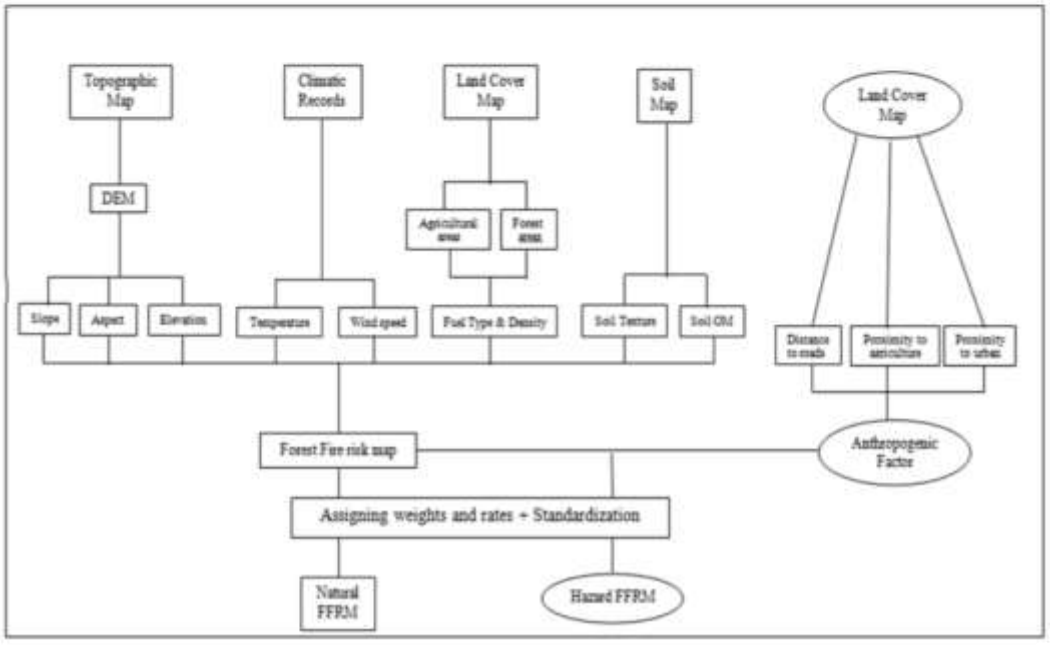


Figure 3. Different tools used in the production of the FFRM.

Method of analysis of the FFR

The factors described previously have not all the same effect on FFR in the NIW. Some factors bring higher risk, while others have less influence. Thus a chart based methodology inspired by the model proposed by Shaban *et al.* (2000) and implemented in Darwish *et al*. (2010) was adopted to evaluate the weight of each factor affecting N & HFFR in NIW. This method is based on the calculation of the total effect that each factor can produce on other factors to calculate its weight. The classification was operated as follow: a factor having a major effect on another one was attributed a weight of 1.5, of 1 for a moderate effect and of 0.5 for a minor effect. Hence, to produce the N & HFFRM two scenarios were followed:

- In the first FFRM scenario, only the natural factors were considered.
- In the second HFFRM scenario, the anthropogenic factor was mapped separately then added to the FFRM. Figure 4 shows a schematic presentation of different effects between the different factors influencing FFHM.

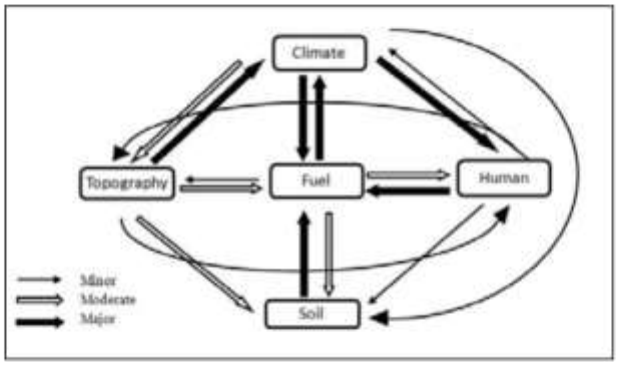


Figure 4. Methodology to evaluate the weight of different factors affecting HFFR.

For example, the fuel type has a major effect on climate, two moderate effects (one effect on the soil and one effect on the anthropogenic factor) and one minor effect on the topographic factor. Thus the fuel weight is: 1(1.5) + 2 (1) + 1(0.5) = 4. According to Figure 4, the climate is the most influencing factor due to the high number of effect that can produce on the remaining factors. Finally, the final weight for the two maps was expressed in percentage. Table 1 shows the total weight for each factor.

TABLE 1

Calculation of the Weight of Different Factors Affecting HFF

Effect / Factors	Major	Moderate	Minor	Total	Weight (%)
Climate	2(1.5)	2(1)	-	5	27.78
Topography	1(1.5)	2(1)	1(0.5)	4.5	25
Fuel	1(1.5)	2(1)	1(0.5)	4	22.22
Human	1(1.5)	-	3(0.5)	3	16.66

Sub-factors weighting

The weight of the agricultural cover was distinguished from the forest factor according to the rate of the calculated divisions. For the other factors the weight was equally divided between the different elements. For example, the three topographic factors were given an equal weight (25/3=8.33). Having established these weights, the divisions were rated from 1 to 2 (very low to very high) to evaluate their influence. The rate of agricultural and forest factors were assessed following the Lebanese NAP (2003). And the other factors were given a rate according to their capacity to ignite a fire. Table 2 represents the weight of each factor and the rate of the corresponding divisions.

TABLE 2

Weight and Rate for Different Factors Affecting HFFR

Factor	Weight	Sub-factor	Weight(a)	Divisions	Rate (b)	PA (a x b)
Climate	27.78	Temperature (T)	13.89	T<20	1	13.89
				20<T>22	1.50	20.83
				22<T>24	1.75	24.30
				24<T>26	2	27.78
				T>26	2	27.78
		Wind speed (W)	13.89	W<3.5	1	13.89
				3.5<W>5	1.25	17.36
				5<W>6.5	1.5	20.83
				6.5<W>7.5	2.0	27.78
Topography	25	Slope	8.33	0-9	1	8.33
				9-20	1.25	10.41
				20-31	1.5	12.49
				31-43	1.75	14.57
				43-63.33	2	16.66
		Aspect	8.33	SW	1.75	14.57
				ES	1.75	14.57
				NW	1	8.33
				NE	1	8.33
		Elevation	8.33	0-500	2	16.66
				500-1000	1.75	14.57
				1000-1500	1.5	12.5
				1500-2000	1.25	10.41
				2000-2650	1	8.33
Anthropogenic factor	16.66	Proximity to houses	5.53	Less than 100m	1.75	9.4
				More than 100m	1	5.53
		Proximity to roads	5.33	Less than 100m	1.75	9.4
				Exceeding100m	1	5.33
		Proximity to agriculture	5.53	Less than 100m	1.75	9.4
				More than100m	1	5.53

Cont. **TABLE 2**

Calculation of the Weight of Different Factors Affecting HFF

Factor	Weight	Sub factor	Weight (a)	Divisions	Rate (b)	P A (a x b)
Fuel	22.22	Agriculture	6.80	Field crops in small/medium fields	1	6.80
				Field crops in large fields	1	6.80
				Abandonment agriculture land	1	6.80
				Olives	1.5	10.2
				Vineyards	1	6.80
				Fruit trees	1	6.80
				Citrus fruit trees	1	6.80
				Protected agriculture	1	6.80
		Forest	15.42	Dense pine forest	2	30.84
				Dense broad leaved wooded land	1.75	26.985
				Dense mixed wooded land	2	30.84
				Clear coniferous forest	2	30.84
				Clear broad leaved wooded land	1.75	26.985
				Clear mixed wooded land	1.75	26.985
				Scrubland	1.5	23.13
				Scrubland & dispersed bigger trees	1.5	23.13
				Burnt wooded land	2	30.84
				Dense grassland	1.5	23.13
				Clear grassland	1.5	23.13
Soil	8.34	Texture	4.17	Clay	1	4.17
				Clay loam	1	4.17
				Loam	1.5	6.25
				Loamy sand	1.5	6.25
				Silt clay loam	1.5	6.25
				Sandy clay loam	2	8.34
				Sandy loam	2	8.34
	8.34	OM	4.17	0-2	2	8.34
				2-3.97	1.75	7.29
				3.97-5.9	1.5	6.25
				5.9-8.5	1	4.17

The product assessment (PA) is equal to weight times rate. The product assessment given by the GIS software varies between 47.9 (corresponding to the lowest risk) and 152

(corresponding to the highest rate of risk). This interval is divided into 5 classes to which the class of zero risk was added as shown in Table 3.

TABLE 3

Classes of Risk in the NIW

Class	PA	Categories
I	0	Zero
II	47.92-62.53	Very low
III	62.53-77.15	low
IV	77.15-91.28	Moderate
V	91.28-106.38	High
VI	106.38-121	Very High

Method of analyzing the trend of urban expansion

Social statistics during field survey with local community confirmed the following fact: a high number of urban settlements as well as roads have highly increased during the last forty years. For this purpose digitizing of the road network on aerial photos of the year 1965 and satellite images of the year 2005 was operated on a representative small area (15.63 km^2) from this watershed.

RESULTS AND DISCUSSIONS

Urban expansion

Figures 5 and 6 show the road network for the two selected years. Road network length in 1963 was 22.77 km, while the 2005 network was about 90.68 km. This reflects the increase in number of houses and at the same time pressure and trend of urban expansion observed in the NIW.

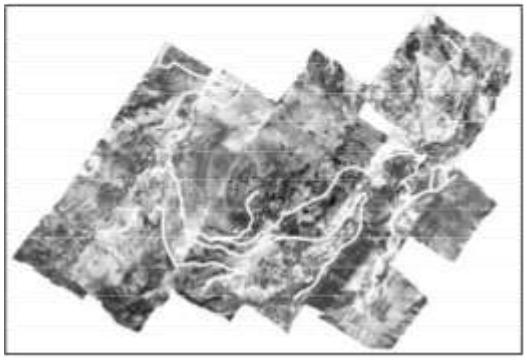


Figure 5. Road density in 1965.

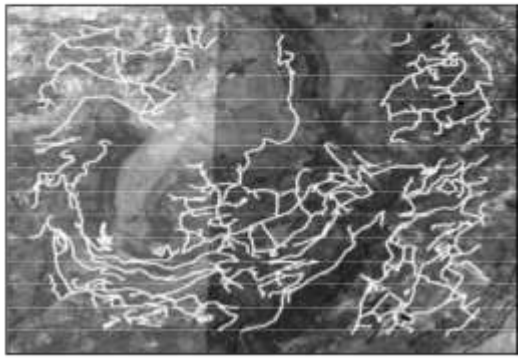


Figure 6. Road density in 2005.

Forest fire risk map in the NIW

The overlaying/merging of the layer factors together in GIS software resulted in a map indicating the level of risk for forest fires from absent or nil to very high (Figure 7).

A large part (48.66%) of the NIW is subject to a high risk for forest fires, localized in the middle to upper part of the basin where the majority of the forest and shrubs is located. In addition, zones with very high risk (5%) are adjacent to these regions. Another part, a bit smaller area (37%) is attributed with a low risk and only 6% with a very low risk. Areas with moderate risk (7%) are areas containing bare rocks where shrubs are found in large quantities. An almost insignificant fraction (2.75 %) is without risk: these are the lakes, river, and urban settlements, fraction almost non observable on the FFRM.

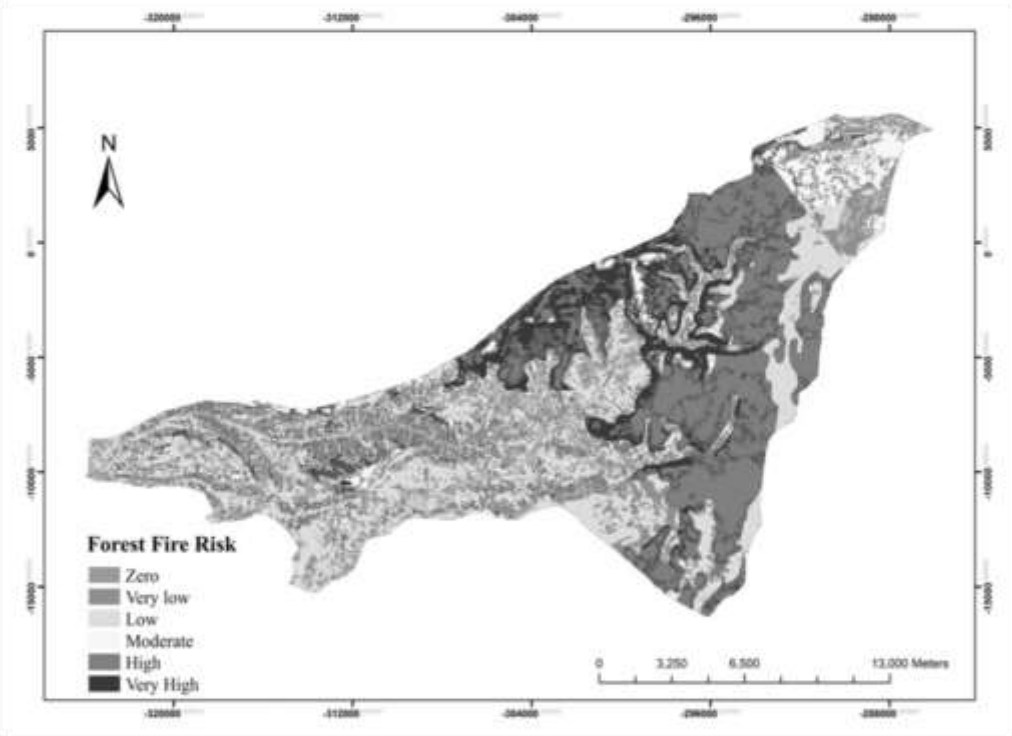


Figure 7. Forest fire risk map for the NIW.

Map representing the anthropogenic factor in the NIW

The combination of the three anthropogenic factors with their corresponding weights resulted with a map locating the anthropogenic factor within the area of study (Figure 8). According to Figure 8, the majority of urban settlement is located on the lower part of the basin, explaining the existence of roads in the same zone. Furthermore, the agricultural areas are located in the same region. While only a very little number of urban settlements is located in the upper part of the basin. In this respect, zones with very high risk (in black) are zones located in proximity to urban settlement, roads and agricultural areas. Those with high risk level (dark grey) are in proximity to two anthropogenic factors, and areas with medium level

(light grey) of risk are in proximity to one factor only. The low risk areas (white) are zones distant from all the anthropogenic factors

Hazardous forest fire risk map for the NIW

As previously mentioned, the combination of anthropogenic and natural maps results in a HFFRM. This is illustrated in Figure 9.

A large area (37.88%) of the NIW is found with a very high risk for forest fires. And almost 22% are with a high risk. Besides, 25% represent areas with moderate risk. Zones with a low risk form 11.8% of the total surface of the NIW, and only 0.5% are attributed with a very low risk.

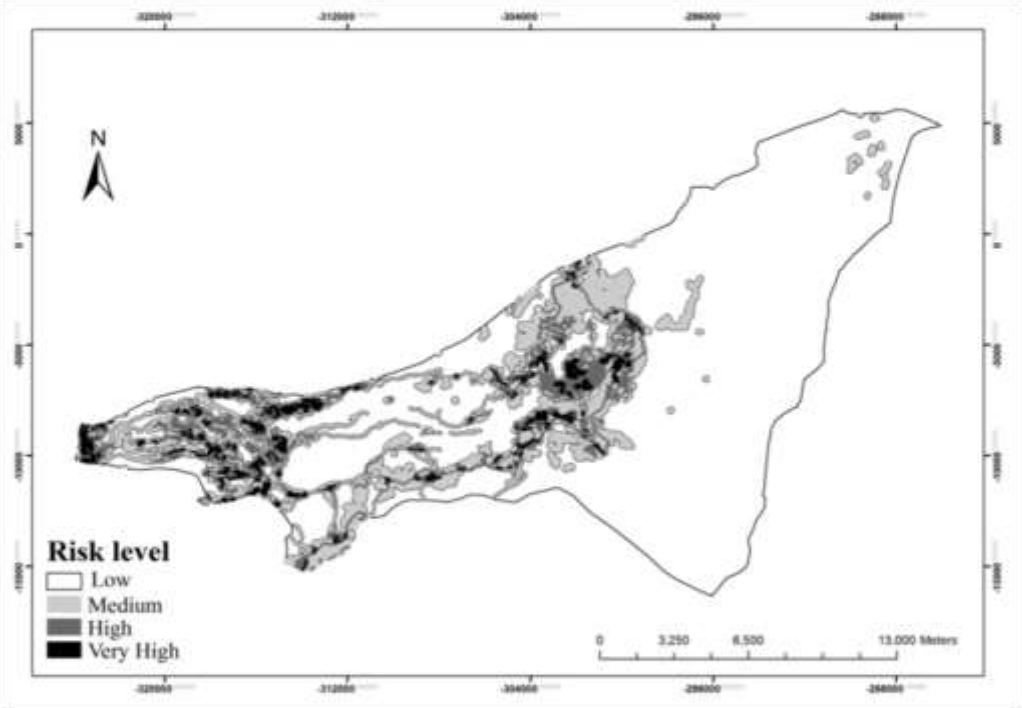


Figure 8. Distribution of Anthropogenic Factor in NIW.

Zones with very high risk in the NFFRM and the HFFRM are zones where factors influencing FFR were combined together. Favorable climatic conditions, fuel type, soil characteristics and topographic nature, in addition to anthropogenic interference, can lead to a higher level of FFR.

Climatic factors: a relatively high temperature (22-26˚C) is found in more than 80% of the study area, thus conferring this factor with an additional risk for fire occurrence. Whereas the wind is found with very high speeds for only 53% of the study area, it is localized at high altitudes (> 1000m) thus lowering its effect. As for the exposure, 14% of the NIW is exposed to southern exposure and confined with a higher risk compared to the northern ones.

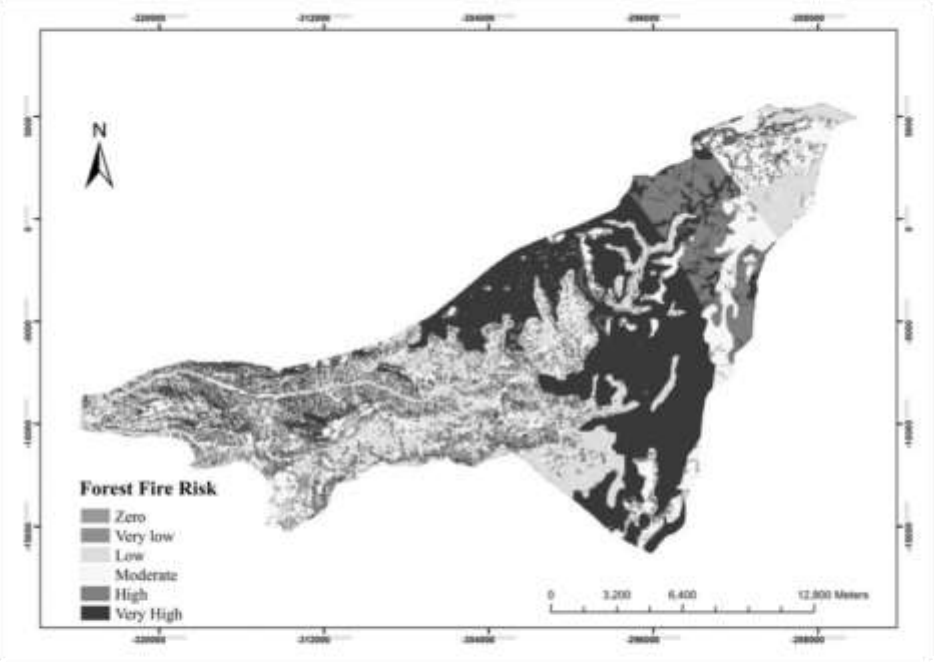


Figure 9. Hazardous forest fire risk map for the NIW.

Topographic factors: a great section of terrain (43-63%) in the NIW is found with a slopping and steep slope. However, 75.85% are located between 1000 and 2650m altitude which contributes in decreasing the forest fires risk.

Fuel factor: the fuel influenced the risk according to different type and density found in the NIW. Hence, 13% of the forest trees are coniferous trees (where 45% are with high density), 31% are broadleaved trees (where 15% are dense), 27% are herbaceous (where 23% are dense) and 36% are shrubs vegetations.

Soil factor: 7.15% of the NIW are soils with a high content in organic matter (5.9-8%) and 53% of the soils have a clay and clay loam texture, thus having a protective and preserving fraction of the water content in the soil to maintain soil water regime and land cover in the dry period.

Anthropogenic factors: 10% of forest surfaces are located within 50m of the roads and 17% are located within 100m of the agricultural areas, allocating for a higher risk. Hence among the 1.15% or urban settlement present in the NIW, 0.54% is an urban sprawl.

COMPARISON WITH PREVIOUS STUDIES

Comparing the results generated in this research with previous ones revealed that areas with low to very low risk in the previous work (Figure 11) shifted to areas of high to very high risk. Whereas areas with high and very high risk still exist but expanded to a larger surface. In addition, in the previous study bare rocks were excluded and considered as a zero risk area, but field survey showed that bare rocks are heavily covered with shrubs aggravating the risk.



Figure 10. FFRM according to Faour *et al.* (2006).

DATA VALIDATION

Field visit to the NIW, on the 10th of July 2010, accompanied with a Global Positioning System tool made possible the delineation and the exact localization of a burned area in the NIW (Figure 11).

According to the GPS, this zone is located between the geographic coordinates: 34˚5'54"N et 35˚51'58" E. According to the FFRM this zone is attributed with a very high risk. This helps primarily for data verification and emphasizes on the importance of taking necessary management actions to reduce the possibility of appearance of such risk.

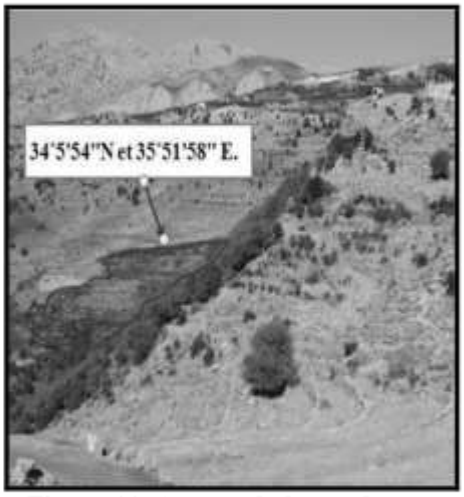


Figure 11. A recently burned area.

CONCLUSION AND RECOMMENDATIONS

This research showed an example of Lebanese areas witnessing forest fires and the optimal tools and methods to assess the natural risk and to quantitatively evaluate how it is affected once the human factor is integrated. For instance, with human interference, areas of

high risk increased 4 times, while areas of low risk decreased by 50% and those with very low risk almost disappeared. Hence, the results given by this research clearly showed an increase in the level of risk which is related to the urban expansion and socio economic activities in this area. This research showed again the reliability, effectiveness and the efficiency of using advanced new techniques in assessing natural risks. Moreover, the use of satellite images made possible the coverage of a large surface and consequently facilitated field work.

This research can be considered as a pilot study and can be applied on other Lebanese regions for a better forest management and preservation.

ACKNOWLEDGEMENTS

Special thanks to the National Council for Scientific Research, Center for Remote Sensing for providing the support to this research within the framework of CEDRE project: "Agriculture et paysages dans la montagne libanaise à l'Holocène : protection et gestion durable des ressources naturelles en sol et en eau".

REFERENCES

Abi Saleh, B., Nasser, N., Rami, H., Safi, N., Safi, S., Tohmé, H. 1996. *Flore terrestre*. *Étude de la biodiversité du Liban.* République Libanaise, Ministère de l'Agriculture, PNUE, Liban.

ACS 2006. Administration Centrale de la Statistique. *Compendium statistique nationale sur les statistiques environnementales au Liban,* 36p.

Alacantara 2010. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threats. *13th Meeting of the FAO-CIHEAM sub-network on Mediterranean pastures and fodder crops. The contributions of grasslands to the conservation of Mediterranean biodiversity.* Alicante, 7 April 2010.

Bou Saab, H., Nassif, N., El Samrani, A., Daoud, R., Medawar, S. 2007. Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface (rivière Nahr Ibrahim, Liban). *Revue des Sciences de l'Eau,* 20(4): 341-352.

CAL 1977. *Atlas climatique du Liban*. Tome II, Service Météorologique, Ministère des Travaux publics et Transports, 37 pp.

CAL 1982. *Atlas climatique du Liban*. Tome II, Service Météorologique, Ministère des Travaux publics et Transports, 31 pp.

CNRS 2006. *Land cover map of Lebanon*.

Chuvieco, E., Congalton, R. 1989. Application of remote sensing and geographic information system to forest fire hazard mapping. *Remote Sensing Environment*, 29:147- 159.

Darwish, T., Khawlie, M., Jomaa, I., Abou Daher, M., Awad, M., Masri, T., Shaban, A., Faour, G., Bou Kheir, R., Abdallah, C. and Haddad, T. 2006. *Soil map of Lebanon 1/50000*. CNRS-Lebanon, Monograph Series 4, pp. 367.

Darwish, T., Khater, C., Jomaa, I., Stehouwer, R., Shaban, A., Hamzé, M. 2010. Environmental impact of quarries on natural resources in Lebanon. *Land Degradation and Development*, DOI: 10.1002/ldr.1011.

Dubertret, L. 1953. *Carte géologique de la Syrie et du Liban au 1/50000ème*. 21 feuilles avec notices explicatrices, Ministère des Travaux Publics, l'Imprimerie Catholique, Beyrouth, 66p.

DGGA 1963. *Topographic map of Lebanon.* scale 1/20.000.

Erten, E., Kurgun, V., Musaoglu, N. 2004. *Forest fire zone mapping from satellite imagery and GIS. A case study*. Institute of Informatics, Malak Istambul, Turkey, 7p.

FAO 2010. *Global forest resources assessment country report - Lebanon*. FRA 2010/114, Rome, FAO, 50p.

Faour, G., Bou Kheir, R. 2006. Effectiveness of using very high resolution imagery (IKONOS) for land use mapping. *GIS development journal*, http://www.gisdevelopment.net/technology/ip/techip-002.htm.

Faour, G., Bou Kheir, R., Darwish, A. 2006. Méthode globale d'évaluation du risque d'incendies de forêt utilisant la télédétection et les SIG : cas du Liban. *Télédétection*, 5(4): 359-377.

Fetter, C. 1994. *Applied hydrogeology*. 3rd ed., Prentice Hall, Engkewood Cliffs, N.Y., 680p.

Garcia Strino, J., Alhaddad, B., RocaGladera, J. 2007. *Remote sensing to detect fire risk locations.* GéoCongrés, 2-5 octobre 2007.

Jaiswal, R.K., Mukherrjee, S., Raju, D., Saxena, R. 2002. Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. *International Journal of Applied Earth Observation*, 4: 1-10.

Khater, C. 2004. *Dynamiques végétales sur les carrières calcaires au Liban*. Mémoire de doctorat, Université de Montpellier, 120p.

Korfali, S., Davies, E. 2004. The relationships of metals in river sediments (Nahr Ibrahim, Lebanon) and adjacent floodplain and soils. *Agricultural Engineering International: the CIGR Journal of Scientific Research and Development,* 6: 22.

LARI 2010. Periodical records from the Lebanese Agricultural Research Institute (LARI), Tal Amara, Lebanon

Limin, D., Zhanqing, H.A.O., Lei, T., Dong, X.U., Shao, G., Hui, W. 2006. Mapping forest fire risk zones with saptial data and principal component analysis. *Science in China: Series E Technological Sciences,* 49: 140-149.

Maheras, G. 2002. *Forest fires in Greece. The analysis of the phenomenon affecting both natural and human environment. The role of sustainable development in controlling fire effects.* MSc. Thesis, Land University, Sweden, 38p.

Mitri, G., Rodriguez, F., Palacios, G., Senra Rivero, F. 2010. *Introduction to forest fire management in Lebanon.* A publication of the association for forest, development and conservation, Tragsa and the University of Cordoba, Mitri, G., Ed., Beirut, Lebanon.

NAP 2003. National action program to combat desertification. Ministry of Agriculture and GTZ, Beirut, Lebanon.

Shaban, A., Khawlie, M., Bou Kheir, R., Abdallah, C. 2000. Assessment of road instability along a typical mountainous road using GIS and aerial photos, Lebanon, eastern Mediteranean. *Bulletin of Engineering Geology and Environment,* 60: 93-101.

The National Wind Atlas of Lebanon 2011. *CEDRO, Country energy efficiency and renewable energy demonstration project for the recovery of Lebanon*. 63p.

Tishkov, A. 2004. *Forest fires and dynamics of forest cover*. Encyclopedia of life support systems, 15p.

Annexe 10 : Évaluation des caractéristiques physiques et des risques naturels dans le Bassin Versant de Nahr Ibrahim

Du Mont Liban aux Sierras d'Espagne

Sols, eau et sociétés en montagne

Autour du projet franco-libanais CEDRE "Nahr Ibrahim"

Textes réunis par

Romana Harfouche et Pierre Poupet

Archaeopress Archaeology

Archaeopress Publishing Ltd
Gordon House
276 Banbury Road
Oxford OX2 7ED

www.archaeopress.com

ISBN 978 1 78491 135 5
ISBN 978 1 78491 136 2 (e-Pdf)

© Archaeopress and the individual authors 2015

Légende photo couverture : Mont Liban, scène de la vie rurale et paysage.
Photographie de Joseph DELORE, s.j., début du XXe siècle.
Levon Nordiguian (dir.), Les « petites écoles » du Mont-Liban. Joseph Delore s.j. (1873-1944), Presses de l'Université Saint-Joseph, Beyrouth, 2003.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced, stored in retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying or otherwise, without the prior written permission of the copyright owners.

Printed in England by Holywell Press, Oxford
This book is available direct from Archaeopress or from our website www.archaeopress.com

ÉVALUATION DES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES ET DES RISQUES NATURELS DANS LE BASSIN VERSANT DU NAHR IBRAHIM

Amin SHABAN[1], Talal DARWICH[1], Aurore ASSAKER[1], Pierre POUPET[2], Romana HARFOUCHE[3]

1. INTRODUCTION

D'une superficie de 10 452km², s'étendant le long de la mer Méditerranée orientale, le Liban bénéficie de conditions climatiques tempérées typiques du Bassin méditerranéen avec des précipitations prédominantes en hiver (d'octobre à mars) et un été chaud, sec et ensoleillé les six mois restants de l'année. Grâce à sa position géographique, le pays dispose de ressources naturelles remarquables dans le contexte proche-oriental, singulièrement en eau.

Une histoire géotectonique complexe a façonné ce territoire en trois principales unités géomorphologiques que sont les deux chaînes montagneuses du Mont Liban et de l'Anti-Liban, séparées par la plaine de la Béqaa. Les précipitations importantes (pluie et neige) alimentent des fleuves et des sources dans un paysage particulièrement verdoyant. La montagne libanaise présente des traits paysagers variés tels que la neige, qui couvre les montagnes pendant plusieurs mois de l'année sur le sommet le plus élevé du Proche-Orient (3086 m), les cèdres, les cavités naturelles, etc.

La singularité du Liban réside également dans sa position géographique, au carrefour de trois continents (Afrique, Asie et Europe) et dans son rôle de porte s'ouvrant sur le Moyen-Orient depuis la Méditerranée. Cette situation stratégique a sans doute favorisé l'implantation et la circulation de populations au cours de l'histoire, comme en témoigne les nombreux sites archéologiques répartis sur le territoire libanais depuis le Paléolithique inférieur (1M. – 150 000 a.C.). Cette longue occupation de ce qui deviendra le territoire de l'actuel Liban indique que les populations successives y trouvèrent les conditions adéquates pour leur mode de vie et leurs activités commerciales et agricoles. Ces groupes humains ont également adapté leur comportement aux conditions physiques pour pouvoir exploiter au mieux les ressources du milieu par le captage de l'eau et l'aménagement de canaux pour l'irrigation, l'édification de terrasses pour la protection des sols agricoles et l'exploitation des carrières de pierre pour la construction.

[1] Remote Sensing Center, CNRS, Liban.
geoamin@gmail.com
tlldarwish@gmail.com
[2] UMR 5140 ASM, CNRS, France.
pierre.poupet.cnrs@orange.fr
[3] UMR 7041 ArScAn, CNRS, France.
romana.harfouche@orange.fr

Le Liban occidental, dont le Mont Liban et l'étroite plaine côtière font partie, est renommé pour la richesse de ses ressources en eau. Il compte douze cours d'eau permanents et plus de 800 sources qui produisent des quantités considérables d'eau, auxquelles il faut ajouter la neige qui couvre de vastes espaces sur les chaînes montagneuses durant plus de huit mois de l'année[4]. Le bassin versant du Nahr (fleuve) Ibrahim (BVNI) est l'un de ces principaux systèmes hydrologiques du Liban (fig. 1). Il se situe dans la région centrale du Liban occidental et englobe un territoire montagneux verdoyant, typique. On y trouve de nombreux sites archéologiques qui renvoient à une occupation plurimillénaire des versants. Les observations réalisées sur le terrain par les archéologues et les géologues montrent que cette région a été le lieu de plusieurs événements naturels auxquels les anciens habitants ont dû s'adapter. La gestion des ressources en eau par les populations semble avoir été une des réponses majeures face aux contraintes du milieu. Cette étude se veut donc principalement un diagnostic des caractéristiques hydrologiques du bassin versant du Nahr Ibrahim qui souligne les risques naturels auxquels les sociétés anciennes ont dû faire face. Cette approche met en œuvre plusieurs outils, principalement les images satellitaires, les cartes topographiques et géologiques, les enregistrements hydrologiques et climatiques, ainsi que des observations directes sur le terrain. L'accent est mis sur les principaux aspects du régime antique et moderne de l'eau ainsi que sur les mécanismes des risques naturels dont les mouvements sédimentaires de masse, les activités sismiques et les inondations. Les données ainsi obtenues aideront à l'interprétation archéologique et à l'analyse des évènements qui ont marqué l'histoire ancienne de cette montagne habitée.

2. LA MÉTHODE ET LES OUTILS

2. 1. LA DOCUMENTATION PLANIMÉTRIQUE ET LE SIG

Cette étude utilise principalement des outils d'observation pour identifier les caractéristiques existantes et reconnaître les aménagements anciens. La première étape a consisté dans l'examen des cartes de base disponibles (cartes topographiques et géologiques) et dans l'analyse en stéréoscopie des plus anciennes photographies aériennes. Elle a été suivie par le traitement d'images satellitaires de différentes époques, avec des résolutions spatiales variées, l'objectif étant d'extraire les caractéristiques majeures

[4] Shaban 2003.

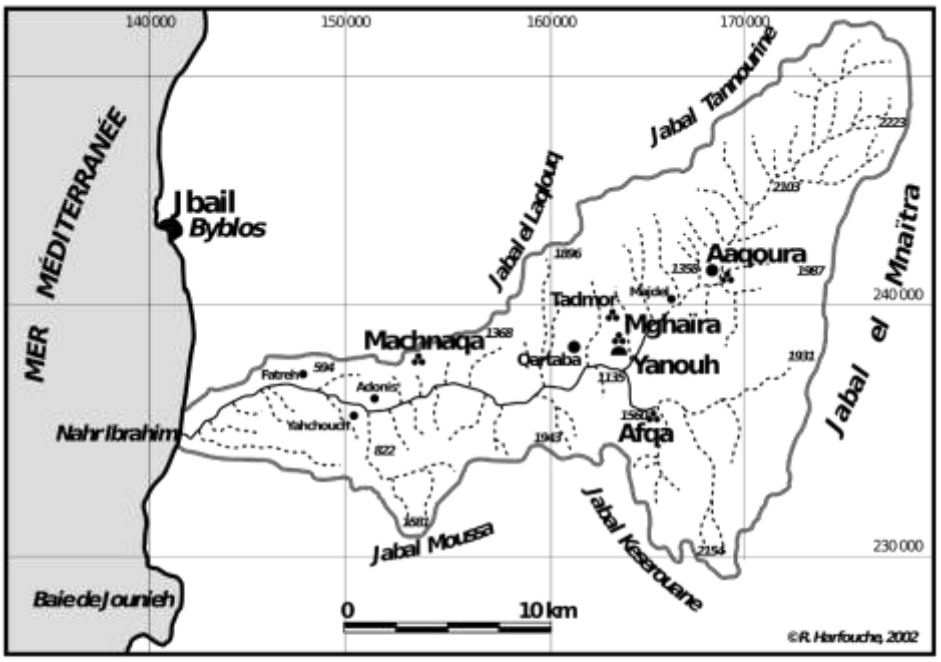


Fig. 1 : Le bassin versant du Nahr Ibrahim.

du terrain qui sont nécessaires à l'étude des ressources hydriques (fig. 2).

Un système d'information géographique (SIG) a été utilisé pour la présentation, la production, le stockage et la manipulation des données. La plupart des logiciels, comme Arc Map ou Arc Catalogue, offrent différentes approches de traitement d'images satellitaires et d'applications SIG. Le SIG peut ainsi fournir la classification d'images, le géoréférencement, le chevauchement de données, etc. Cependant, les informations recueillies à partir d'images satellitaires et de photographies aériennes demeurent des sources essentielles de données.

Les technologies SIG utilisent des informations numériques, pour lesquelles diverses méthodes de création numérique de données sont utilisées. Cela permettra la modification des données cartographiables par l'ajout de nouvelles informations une fois nécessaire. En outre, les données numériques facilitent l'application de différents calculs hydrologiques et géomorphologiques dans un intervalle de temps très court et avec des résultats précis. Dans cette étude, les données issues des cartes topographiques et géologiques ont été numérisées. Cette création a été suivie par un processus de numérisation, où les cartes ont été transférées dans un support numérique grâce à l'utilisation d'une conception assistée par ordinateur (CAO) et les capacités de géoréférencement.

2. 2. L'ANALYSE D'IMAGES SATELLITAIRES

Le traitement des images numériques par satellite facilite la reconnaissance des objets d'étude qui apparaissent à la surface du terrain en appliquant différents types d'analyses et de mesures. L'analyse visuelle est appliquée parfois pour obtenir simplement des informations préliminaires et pour l'affichage du relief, sans aucun enregistrement informatisé ou processus de manipulation. Plusieurs procédures de prétraitement sont applicables pour compenser le problème des données en bande et pour recalculer les valeurs DN (nouveaux numéraux digitaux). Ces procédés sont utilisés pour accroître la précision et l'interprétation des données numériques pendant la phase de traitement d'image. Il s'agit souvent de l'image sous ensemble (image sub-setting), la correction atmosphérique, la correction géométrique, l'enregistrement des images, le géoréférencement et le mosaïquage. Cette étude utilise un grand nombre de logiciels pour le traitement numérique des images satellitaires (ERDAS Imagine et 4,3 ENVI). Leur sélection est basée sur la précision des caractéristiques de l'image traitée. Ces logiciels comportent plusieurs avantages numériques et optiques pour le traitement. Par conséquent, dans de nombreux cas, plusieurs logiciels ont été utilisés pour traiter la même image et pour une meilleure identification et mise en œuvre au niveau de l'application.

Dans le logiciel ERDAS Imagine, les principales étapes consistent dans le filtrage directionnel, le contraste et la

Outils utilisés		Date	Échelle/Résolution	Caractéristiques majeures
Cartes topographiques		1963	1 : 50 000	Terrains anciens, comprenant les sources et les anciens canaux
Cartes géologiques		1963	1 : 50 000	Roches dures ou souples
Images satellitaires	IKONOS	2000	1 m	- Caractéristiques chronologiques du terrain - Terrains instables - Indicateurs contrôlant l'eau - Couverture du sol et utilisation
		2005	1 m	
	SPOT-5	2005	2,5 m	
	Landsat 7 ETM	2008	30 m	- Identifier les systèmes de fracture - Reconnaître les horizons humides - Identifier les mouvements de terrain
	ASTER	2006	15 m	
Photos aériennes		1963	1 : 250	Implémentations anciennes pour différentes utilisations, surtout les demeures résidentielles, les terres agricoles et les ressources en eau
Mesures climatiques	Précipitations	1965-2011	Toute la zone d'étude et son entourage	Reconnaître les tendances climatiques et les mesures volumétriques
	Températures	1965-2011		
	Neige	1973-2011		

Fig. 2 : Les outils géomatiques utilisés dans le cadre de l'étude.

netteté. En outre, la combinaison de bande est également appliquée, l'amélioration mono-bande et multi-bande ayant été réalisée en interposant chaque trois bandes comme un seul ensemble. Ces applications ont permis de détecter des différenciations dans la couleur, le motif et le ton, discriminantes au plan des caractéristiques géomorphologiques distinctes. En outre, l'interprétation de la bande thermique, à savoir la bande 6 (120 m x 120 m de résolution) de Landsat a été utilisée avec succès. Le logiciel ENVI est également utile pour le traitement des images satellitaires. Les applications numériques suivantes ont été mises à profit :

- L'amélioration des données. Cette application consiste à filtrer avec plusieurs niveaux de finesse et différents niveaux de linéaire, de gaussien, de péréquation (equalization) et de racine carrée. Chacun de ces traitements diffère par son effet sur l'apparence de la scène après que les nouveaux numéros digitaux (newly assigned digital numbers) (DNs) sont remplacés par les valeurs des données originales.
- Elongation interactive (Interactive stretching). Cet autre outil sert à l'amélioration de l'image à l'aide d'histogrammes. Ces histogrammes ont un contrôle sur les outils d'amélioration précédents, soit linéaire, gaussien, etc., ainsi que trois nouveaux outils : linéaires par morceaux (pieciwise linear), arbitraires et définis par l'utilisateur LUT. Ainsi, un meilleur contraste peut être atteint pour discriminer les surfaces du terrain.
- Densité de coupure et de coloration. Il s'agit d'outils d'exploration qui peuvent être utilisés sur ENVI. Ils permettent de classer la couleur de DNs qui se trouve dans la même gamme. La sélection des niveaux de couleurs et des marges de contour (contour ranges) dépend des propriétés qui ont besoin d'être soulignées.

Ces applications utilisent différents logiciels avec plusieurs avantages optiques et numériques, qui permettent de procéder à des investigations approfondies pour définir des caractéristiques qui ne peuvent pas être observées directement sur le terrain.

2. 3. L'ANALYSE DES DONNÉES CLIMATIQUES

Le Liban jouit d'un climat méditerranéen, modérément froid et pluvieux en hiver, chaud et humide en été, doux au printemps et en automne. Habituellement, une série complète de données relatives au climat et aux débits des ressources en eau sert de point de départ à l'étude. Malheureusement, les mesures climatiques libanaises s'avèrent encore insuffisantes pour la construction d'un schéma global. Seules quelques stations météorologiques sont fonctionnelles, la plupart ayant été endommagées au cours des deux dernières décennies. En l'absence de ces enregistrements pour le Liban, singulièrement pour la région étudiée, les techniques d'analyse spatiale ainsi que les différents systèmes de géoinformation permettent d'obtenir des données utilisables[5].

Les informations climatiques et hydrologiques disponibles ont été exploitées, malgré leur qualité inégale au plan géographique et au plan chronologique. Elles proviennent du croisement de différentes sources comme l'Atlas climatique du Liban, des documents de la Direction Générale de l'Aviation Civile, ceux de l'Institut de Recherche Agronomique du Liban (dont des données sur la région de Béqaa), ainsi que des travaux publiés[6].

[5] Shaban 2011.
[6] ACL 1971 ; 1973 ; 1982 ; DGAC 1999 ; LARI 2003 ; Ghaddar 1992-97.

Des images satellitaires de différentes caractéristiques optiques et numériques ont également été utilisées pour combler les lacunes et pour faciliter l'interpolation des tendances existantes. Concernant plus particulièrement le climat, les données TRMM (Tropical Rainfall Mapping Mission) ont été utilisées. Elles proviennent d'une mission conjointe de la NASA et de l'Agence japonaise d'exploration aérospatiale (JAXA). Ces données sont acquises à l'échelle mondiale à l'aide d'un radar qui capture des données météorologiques toutes les trois heures, indépendamment de ces mêmes conditions météorologiques. Les données hydrologiques requièrent donc une résolution modérée ou une haute résolution spatiale (capacité à distinguer les objets dans l'espace). Les images les plus utilisées proviennent de SPOT (5 m de résolution au sol), Landsat (30 m), MODIS (250 m) et SPOT Veg. (1 km). Ces outils sont capables d'identifier les différentes masses d'eau, telles que les zones humides, la couverture de neige, les lacs, les étangs, etc., ainsi que les décharges d'eau douce dans la mer.

3. LES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES

3. 1. LE CLIMAT : VARIATIONS ET INDICATEURS DU CHANGEMENT

Le bassin versant du Nahr Ibrahim, situé dans la partie centrale du Liban occidental, est une vallée étroite (<1 km) s'élevant jusque vers 2000 m d'altitude ce qui crée une variation évidente dans le taux de précipitations entre la zone côtière et les hautes montagnes. Si l'on tient compte du fait que la précipitation est un phénomène lié à l'altitude dont l'intensité augmente avec elle, il n'est pas inutile de rappeler que le Liban occidental présente une barrière climatique et reçoit ainsi des masses d'air froid depuis l'ouest qui se condensent sur les hautes montagnes[7]. Dans la haute vallée, zone plus particulièrement concernée par l'étude, la période moyenne de pluie varie entre 60 et 70 jours/an[8]. La période pluvieuse, d'octobre à mars, connaît un pic en janvier, les précipitations atteignant parfois 160 à 180 mm/mois.

En se basant sur les enregistrements multitemporels disponibles, sur des données extraites de TRMM et en considérant que le taux de précipitations annuelles dans le bassin versant du Nahr Ibrahim est de 900 à 1100 mm, l'application de la méthode d'Isohyets montre que le taux moyen des précipitations dans la zone d'étude est d'environ 1030 mm, ce qui représente un taux relativement élevé au regard des précipitations régionales[9].

Les températures moyennes annuelles enregistrées dans l'Atlas climatique du Liban indiquent une variation en fonction de l'altitude et diminuent régulièrement avec elle[10]. Les estimations des valeurs moyennes de température dans la zone d'étude sont de 20 à 21ºC sur la côte, de 15ºC à 900 m d'altitude, de 12ºC à 1800 m et de 5ºC à 2700 m. En hiver, la variation maximale est comprise entre 15 et 20ºC dans les zones côtières, tandis qu'en été le maximum oscille entre 28 et 35ºC sur la côte. Dans les régions montagneuses à plus de 2000 m, le maximum reste en dessous de 25ºC.

Les conséquences du changement climatique sont frappantes, particulièrement au sud de la Méditerranée. Ce phénomène constitue l'une des principales pressions qui s'exerceront sur les ressources hydriques et sur leur gestion au cours des prochaines décennies. Au Liban, les enregistrements montrent une évolution vers des conditions plus arides[11]. Dans la zone d'étude, les indicateurs sont non seulement dans les variations constatées, mais aussi dans les observations faites par la population locale, des agriculteurs très sensibles aux modifications. Le changement se traduit par une légère augmentation des températures, les mesures enregistrées pour le calcul de la température moyenne annuelle reflétant une tendance croissante[12]. L'évolution est également perceptible dans la chute abrupte du débit des cours d'eau, singulièrement le fleuve Ibrahim ainsi que les sources dont le rendement est en baisse sur une période d'environ 30 à 35 ans (fig. 3).

3.2. LA GÉOMORPHOLOGIE : VALLÉES ET TERRAINS KARSTIQUES

Quatre unités physiographiques composent le bassin versant du Nahr Ibrahim :

- une plaine côtière semblable à un ruban très étroit (<1 km de large), de surface relativement plane, ne dépassant pas les 50 m d'altitude et dont les sols développés sur des alluvions se prêtent aux activités agricoles locales.
- des pentes basses correspondant à un espace compris entre la plaine côtière et 600 m d'altitude, dominé par les formations calcaires du Cénomanien. Cette unité est caractérisée par une pente d'environ 20-25 m/km et son relief est modérément fort.
- des pentes ascendantes, entre 600 et 1500 m, qui constituent un ensemble de formations rocheuses, principalement des roches carbonatées, des grès et des faciès argileux.
- enfin, les sommets qui s'élèvent au-dessus de 1500 m sont dominés au plan géologique par les calcaires et les dolomies du Cénomanien.

Une structure géologique complexe est à l'origine de la formation d'un système de vallées orientées NE-SO aux gorges profondes et aux flancs raides. Elles possèdent les caractéristiques hydrologiques (section, méandres, etc.) des

[7] Shaban 2003.

[8] ACL 1982 ; Durant cette période, la neige est présente une fois tous les 5 ans sur une altitude inférieure à 200 m ; 5 à 10 jours/an entre 200-1000 m ; 30 à 35 jours/an entre 1000-1800 m et plus de 50 jours/an à des altitudes supérieures à 2000 m : Sanlaville 1977 ; Hakim 1985.

[9] Ce taux est de 800 mm dans les zones inférieures à 800 m, de 1000 mm entre 1800 et 1200 m, de 1200 mm entre 1200-2000 m et autour de 1400 mm principalement sous forme de neige à des altitudes supérieures à 2000 m.

[10] ACL 1971 ; 1973 ; 1982.

[11] Khawlie 2000.

[12] Respectivement 21,1, 20,7, 21,3, 21,7, 22,8, 22,0, 23,9, 22,9 et 23,3ºC pour les années 1960, 1965, 1970, 1975, 1980, 1985, 1990, 1995 et 2000. Sources : ACL 1982 ; DGAC 1999.

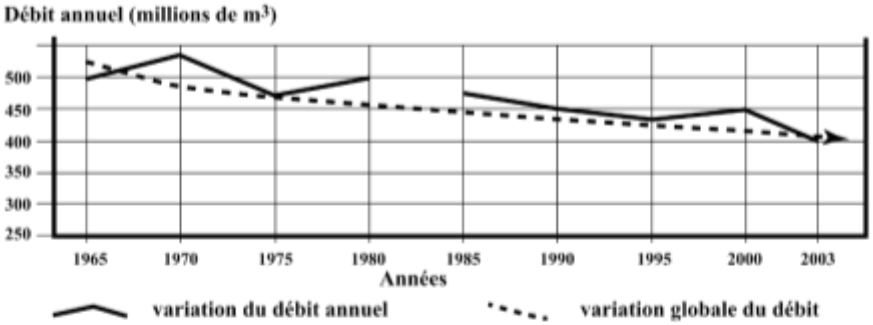


Fig. 3 : Le débit annuel moyen du Nahr Ibrahim entre 1965 et 2003.

vallées qui sont encore au stade initial de développement en termes de flux. Tous ces cours d'eau, à l'exception du fleuve, restent secs pendant 8 à 10 mois/an. Il est possible de hiérarchiser la zone d'étude en trois catégories :

- des vallées conséquentes ou vallées dont le cours originel est déterminé par la structure géologique, la géomorphologie et la pente. Elles peuvent également être le résultat de failles et sont généralement développées sur des roches de lithologie variée. On les rencontre fréquemment dans la zone d'étude, par exemple entre les affluents de Yahchouch et Jbal el-Hazoun, Ain el-Mrah et Qartaba.
- des vallées qui représentent des cours déterminés par des ceintures de roches à structure faible. Les roches tendres de la région, par exemple les marnes et le grès, imposent une grande variété de ce type de vallée, comme à Majdal, à Mazraat el-Sayad, à Mghaïra, etc.
- les vallées inséquentes sont celles dont la forme n'est pas commandée par des facteurs préalablement déterminés et dont le débit est à direction irrégulière. Elles se développent souvent dans des terrains hétérogènes, notamment au contact entre différentes formations et dans les reliefs karstiques.

La dissolution du calcaire par l'eau (phénomène de karstification) combinée à la lithologie et à la pente est l'un des principaux éléments physiques qui régissent les formes du relief dans la zone d'étude. Plus de 90% du terrain étudié est karstifié à différentes échelles et selon des formes variées, ce qui en fait une caractéristique structurelle, lithologique et climatique. Il existe de nombreuses classifications de reliefs karstiques, mais dans cette étude, le croisement des données topographiques et géologiques ainsi que la reconnaissance sur le terrain permettent de définir quatre formes de relief majeures : les reliefs côtiers, ceux modérés, les reliefs à forte pente et les terrains élevés, qui couvrent respectivement 9%, 39%, 17% et 35% de l'espace étudié (fig. 4).

3.3. LA GÉOLOGIE : STRATIGRAPHIE ET STRUCTURE

Le Liban est une partie du plateau instable de la région du Moyen-Orient, affecté par les mouvements des plaques tectoniques[13]. Le Liban occidental est marqué par une faille bien définie à l'est, la faille de Yammouneh, qui détermine l'affleurement de la séquence stratigraphique du bassin versant du Nahr Ibrahim. Celle-ci est dominée par les formations géologiques du Jurassique moyen au Crétacé supérieur (Turonien). Le calcaire, de lithologie variée, couvre environ 80% de la superficie. Les terrains affleurant sont également constitués de grès, de schistes, de marnes et de roches volcaniques. Dix-sept formations géologiques peuvent ainsi être identifiées dans la zone d'étude. Les roches jurassiques se subdivisent en quatre étages géologiques qui sont attribués, de haut en bas, au Callovien (calcaire dolomitique et dolomite), à l'Oxfordien (tuf volcanique avec des calcaires et des marnes oolithiques), au Kimméridgien (calcaire et calcaire dolomitique) et au Portlandien (calcaire oolithique). Les roches du Crétacé se distribuent en six étages géologiques qui sont attribués, de haut en bas, au Néocomien-Barrémien (grès et argile), à l'Aptien inférieur (calcaire et marnes clastiques), à l'Aptien supérieur (calcaire massif et calcaire dolomitique) à l'Albien (calcaire et marne), au Cénomanien (calcaire dolomitique et calcaire) et au Turonien (calcaire marneux).

La zone d'étude est contrôlée par la structure, formant un anticlinal asymétrique dont la plus grande partie est orientée vers la mer. Le flanc oriental de cet anticlinal est tronqué par la faille de Yammouneh. Cette faille, de structure suprarégionale, est associée à un système de failles à peu près parallèles, présentes dans la zone d'étude. Elles s'étendent toutefois bien au-delà, sur des kilomètres[14]. La reconnaissance de ces failles sur le terrain permet de distinguer deux grands types dominants, les failles gravitaires et les failles clés, ces dernières pouvant se développer sur des distances relativement longues, de plusieurs kilomètres. Ces failles ont engendré de multiples fractures, notamment dans les roches dures. Le développement de ces systèmes fissurés indique une grande instabilité des formations rocheuses et surtout un mouvement tectonique continu.

[13] Beydoun 1988.
[14] Dubertret 1953.

Copyrighted material: no unauthorised reproduction in any medium

Caractéristiques karstiques dominantes		Karst à petite échelle	Variétés de reliefs karstiques	Karstification locale	Karst à grande échelle
	Aspect	Rillenkarst, trous cylindriques, sillons et puits	Lapiez sculpté	Sur roches carbonatées	dépressions avec dolines dominantes
	Abondance	Très abondant	Dispersées dans différentes localités	Localement	affectant la surface plane des crêtes
	Lithologie majeure	Cénomanien : calcaire dolomitique	Jurassique : dolomite et calcaire dolomitique	Roches carbonatées, clastiques et argileuses	Cénomanien : calcaire dolomitique

Fig. 4 : La classification des terrains karstiques dans le bassin versant du Nahr Ibrahim.

3.4. L'HYDROLOGIE : LE FLEUVE, LES SOURCES, LA NEIGE ET LES EAUX SOUTERRAINES

Le volume total des précipitations dans la zone étudiée est de 335 millions de m^3/an[15]. Il est réparti entre les eaux de surface et les eaux souterraines, celles-ci étant étroitement liées dans les systèmes hydrologiques combinés.

Le fleuve Ibrahim, d'une longueur de 44 km et d'un débit moyen d'environ 495 millions de m^3/an, est considéré comme le plus grand dans son genre parmi les fleuves côtiers libanais. Cette quantité d'eau provient de la chute des pluies et de la fonte des neiges qui vont directement au cours d'eau ainsi que des sources qui alimentent le fleuve à leur tour. Selon les différentes données hydrologiques, le débit moyen a été de 19,45m^3/sec en saison humide et de 11,60m^3/sec en saison sèche. Cependant, les mesures du débit dans le Nahr Ibrahim ont montré de grandes fluctuations dans le temps avec un écart d'environ 4,5m^3/sec. Ces variations ont été récemment attribuées au changement de température qui affecte la fonte des neiges. Il a été constaté que le débit est à son taux maximal à minuit et à son taux minimal en soirée. Ceci est également lié au point culminant de température et à la distance de la station de mesure. Si l'on considère la répartition géographique des flux d'eau dans le fleuve Ibrahim au cours d'une année représentative, il apparaît que le débit est au plus haut pendant les mois de mars, d'avril et de mai, lorsque la fonte des neiges atteint son taux maximal (fig. 5).

Le bassin versant du Nahr Ibrahim compte un grand nombre de sources avec des régimes hydrologiques et des débits différents. La plupart de ces sources ne sont pas pérennes ou sont devenues intermittentes récemment. Certaines se sont réduites à des infiltrations de surface ou ont été totalement asséchées en raison de l'évolution récente des conditions climatiques et de la surexploitation. Plus de 200 sources majeures se jettent dans le bassin versant du Nahr Ibrahim. 70% d'entre elles sont situées à des altitudes supérieures à 900 m. Si l'on se réfère à la classification de Meinzer, la plupart des sources de la région appartiennent au quatrième ordre (6,3 à 28,3 l/sec) mais les sources du troisième ordre (28,3 à 283 l/sec) sont également fréquentes par endroits[16]. Des sources situées au-dessus de 1200 m d'altitude au sein de la formation calcaire Cénomanienne sont connues pour leur volume plus élevé, comme celui d'Afqa, de Rouaïss et d'Aqoura avec un débit respectivement de 4,64m^3/s, 3,55m^3/s et 1,7m^3/s (fig. 6). La plupart de ces sources sont de type karstique (comme Afqa, Rouaïss et Aqoura) et leur débit montre une fluctuation évidente. Il existe également des sources sur des failles, dites ordinaires et de débordement, mais avec un taux d'écoulement inférieur.

Une grande partie de l'eau douce est stockée temporairement sous forme de neige sur les sommets avant d'alimenter les rivières et des sources lors de la fonte[17]. Les mesures hydrologiques réalisées sur le bassin versant du Nahr Ibrahim montrent que la fonte des neiges peut contribuer jusqu'au deux tiers environ du volume total des eaux déversées chaque année dans le fleuve[18]. Le bassin versant reçoit une quantité de neige considérable. Elle est conservée pendant plusieurs mois, les chutes de neige dépassent parfois 35 jours/an. La plupart de cette neige apparaît à des altitudes supérieures à 1200 m, couvrant ainsi le Jabal Mnaïtra sur une superficie d'environ 140 km^2, ce qui représente 43% de la surface du bassin versant du Nahr Ibrahim.

L'estimation du volume d'eau provenant de la fonte des neiges a été réalisée à l'aide de la télédétection, à partir d'images satellitaires de SPOT-4, Veg[19]. Ces images, dont la résolution spatiale est d'1 km et le temps de revisite de 10 jours, ont été traitées avec le logiciel Erdas Imagine et accompagnées d'enquêtes sur le terrain pour mesurer la profondeur et la densité de la neige. Il apparaît que 168km^2 de neige dense couvre le bassin du fleuve Ibrahim durant quelques mois. Le volume de l'eau ainsi recueillie de la neige équivaut à 255 millions de m^3/an, en considérant tous les paramètres de mesures (densité, profondeur, surface)[20].

[15] Compte tenu de la superficie de la zone étudiée (326 km^3) et du taux moyen des précipitations (1030 mm), le volume total des précipitations est de 326 x 106 x 1030 / 1000 = 335 millions de m^3/an.

[16] Meinzer 1923.
[17] Shaban 2003.
[18] Abd el-Al 1953.
[19] Shaban *et al.* 2004.
[20] Soit la profondeur moyenne (m) x couverture moyenne (km) x rapport eau / rapport de neige
1,92 (m) x 168 (km) x 0,79 = 255 millions de m^3.

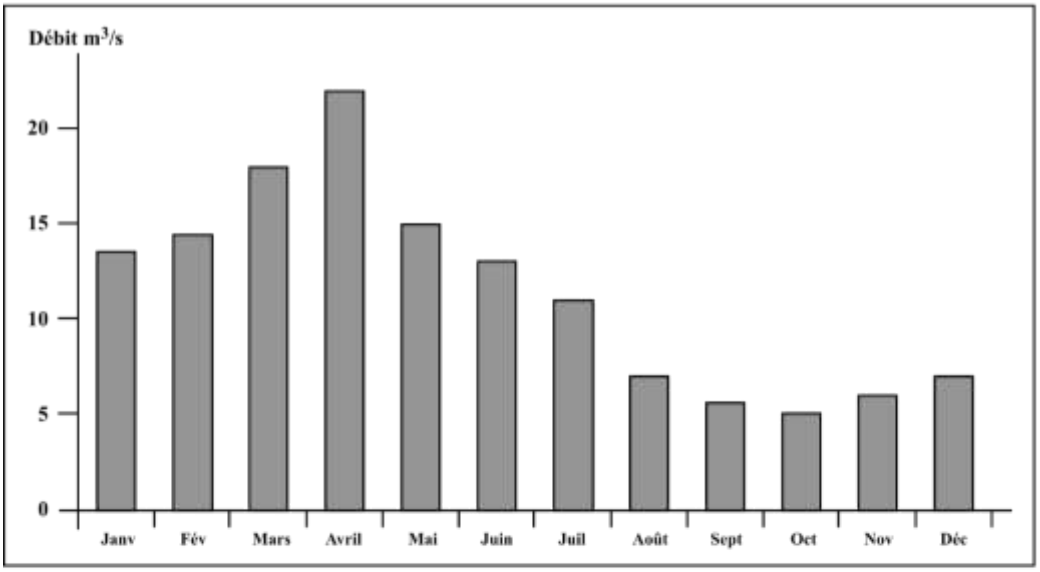


Fig. 5 : Le débit annuel moyen du Nahr Ibrahim.



Fig. 6 : Sources jaillissant des versants de la vallée du Nahr Ibrahim.

Chacune des formations géologiques qui constituent le large éventail des terrains du bassin versant du Nahr Ibrahim est caractérisée par une hydrostratigraphie spécifique en termes de lithologie et de structure. Deux d'entre elles peuvent être considérées comme des formations aquifères par excellence. Ce sont les formations rocheuses du Kimméridgien et du Cénomanien qui sont principalement constituées de lits massifs, épais, très fissurés, articulés et bien karstifiés de calcaire et de calcaire dolomitique, interstratifiés avec des calcaires marneux minces. L'Aptien supérieur a aussi la propriété d'aquifère, mais son potentiel est nettement inférieur aux deux autres en raison de sa faible épaisseur (<50 m) et de son exposition. La majeure partie des puits forés dans le bassin versant du Nahr Ibrahim sont situés dans la zone côtière, où sont localisées la plupart des activités humaines, tandis que dans la zone habitée élevée de la vallée, les ressources en eau étant importantes, les puits d'eau sont en nombre très limité. Par ailleurs, la plupart de ces puits sont de statut privé avec une absence totale de contrôle gouvernemental. Un recueil des niveaux d'eau a été établi dans la zone d'étude qui rend compte de la diversité, de la perméabilité et de la porosité dans les successions des roches sus-jacentes. Les niveaux d'eau les plus remarquables (nappe phréatique) sont cependant attribués aux deux principaux aquifères de la région.

La nappe phréatique de la formation rocheuse du Cénomanien se situe généralement entre 250 et 300 m de profondeur, au niveau du relief à pente modérée (<1400 m), mais ce niveau est plus profond dans la même formation en contexte de relief élevé (>1600 m) où il atteint 350 m et 400 m de profondeur. En outre, la nappe phréatique dans le relief à fortes pentes où les roches jurassiques sont représentées (1400-1600 m) est généralement fluctuante en raison du développement important des formations karstiques du sous-sol.

4. LES RISQUES NATURELS : INONDATIONS, MOUVEMENTS DE TERRAIN ET SISMICITÉ

La plupart des définitions données aux catastrophes naturelles insistent sur le fait que le risque produit est le résultat d'une réaction de la nature en réponse à des processus physiques. Les catastrophes naturelles causent souvent des dégâts dans l'environnement et peuvent entraîner des centaines de morts. La plupart de ces impacts négatifs sont intimement liés les uns aux autres, comme les inondations qui peuvent entraîner une érosion intense, une sécheresse qui se manifeste par la famine et des tremblements de terre qui, à leur tour, peuvent entraîner des tsunamis, etc. Ces événements dangereux diffèrent selon les régions et sont contrôlés par des processus physiques. De ce fait, certains risques peuvent apparaître dans une région, mais pas dans une autre et se manifester avec une ampleur différente.

Les risques naturels peuvent être des "événements flash", comme les séismes, les éruptions volcaniques et les inondations. Ils peuvent survenir en un temps limité (érosion des sols et des roches, mouvements sédimentaires de masse) ou se manifester à long terme (désertification et sécheresse). Dans le bassin versant du Nahr Ibrahim, les risques naturels revêtent divers aspects avec une infinité de mécanismes et de degrés d'impacts. Certains sont encore actifs et d'autres apparaissent seulement fréquemment à des périodes différentes. Ils consistent principalement en inondations et tempêtes de pluie, mouvements sédimentaires de masse et activités sismiques. Ces trois phénomènes majeurs semblent souvent se manifester de manière combinée dans la zone d'étude. Celle-ci avec sa physiographie remarquable, est vulnérable aux inondations et aux torrents violents dont les effets sont aggravés par les climax des pluies torrentielles (intensité dépassant 50 mm/jour). Les terrains pentus, la section étroite de nombreuses vallées et l'existence de dépressions et de surfaces planes entre les vallées, favorisent les inondations et leurs conséquences sévères. Le bassin versant du Nahr Ibrahim a connu plusieurs types de pluies torrentielles dont témoignent les séquences sédimentaires, notamment par la présence de dépôts à grain grossier observés dans de nombreux sites de la région (fig. 7).

Les mouvements de terrain massifs sont bien marqués dans la zone d'étude et se manifestent à différentes échelles et selon des mécanismes variables. Il est rare de ne pas déceler un événement catastrophique par an, dû à ces mouvements de masse. Ce phénomène est plus prononcé durant la saison humide, surtout après les périodes de pluie. Le mouvement de masse est toutefois généralement considéré comme un processus géologique naturel, correspondant à l'érosion des sols et des roches. Ces phénomènes revêtent deux aspects remarquables dans zone d'étude :

- Les éboulis des matériaux arrachés à un lieu élevé. Ce phénomène d'effondrement est commun dans la vallée étudiée, tant il existe des massifs rocheux durs, fracturés sur ses versants, surtout au sein de l'Aptien supérieur qui est principalement composé de calcaire massif et dolomitique.
- le glissement de terrain massif, où les roches et le sol glissent le long des pentes. Ce processus, qui englobe à la fois des matériaux durs et mous et est favorisé par l'eau, est bien développé dans les zones basses de Majdal, de Yanouh, de Mazraat el-Sayad et de Mghaïra. Les roches argileuses molles et les roches marneuses des montagnes environnantes associées à la charge du lit du cours d'eau composent une séquence épaisse de matériaux fragiles qui s'érodent facilement sous l'effet de l'eau. De ce fait, un certain nombre de glissements se produisent avec une majorité de glissements par rotation. Le glissement de terrain massif se manifeste soit par un événement rapide accidentel soit par un événement rampant, ce dernier étant responsable du pliage des routes et parfois du déplacement des constructions.

Les mouvements tectoniques actifs, responsables de l'activité sismique, sont généralement évalués d'un point de vue régional, mais l'accent est mis sur leurs fréquences locales. Certains endroits sont connus comme

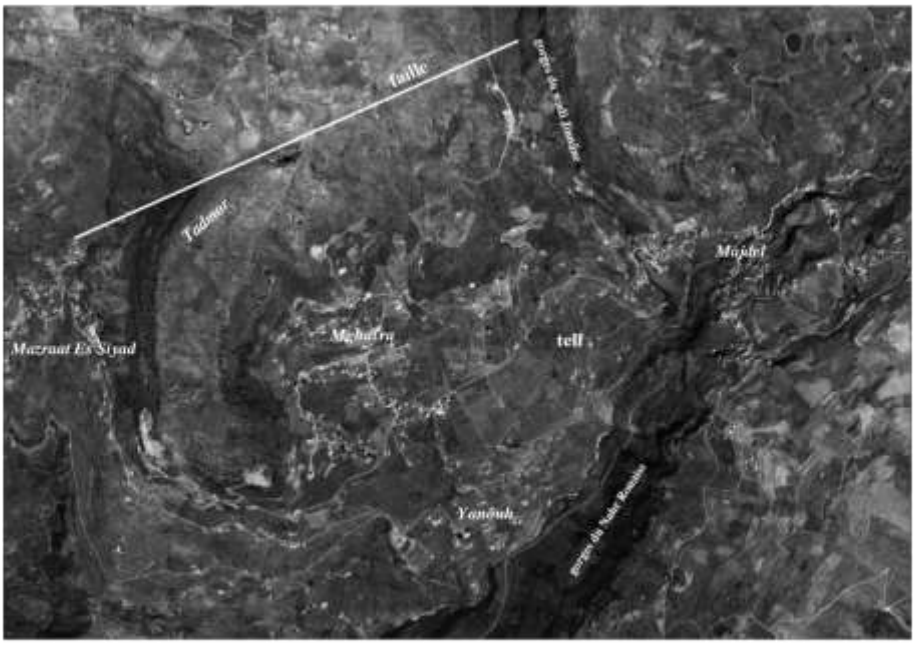


Fig. 7 : Image satellitaire produite par Ikonos montant les zones vulnérables à l'érosion.

sismologiquement actifs, tandis que d'autres ne le sont pas, mais cela dépend de la qualité des enregistrements sismiques, si la récurrence des événements peut être relevée et leur ampleur mesurée. Une enquête menée sur le terrain dans la région étudiée a permis d'identifier des mouvements sismiques anciens à partir des signatures et des traces qu'ils ont laissées sur les affleurements rocheux (fig. 8). Des mouvements tectoniques actifs en cours peuvent également être évalués, en plus des récents enregistrements de l'activité sismique relevés par les stations du CNRSL. Ils sont clairement observables en limite des roches, le long des failles, où des dépôts colluviaux se sont progressivement accumulés. Ce phénomène géologique représente un processus naturel catastrophique qui est prononcé sur la plupart des bas de pentes de la région de Majdal, de Yanouh, de Mazraat el-Sayad et de Mghaïra, menaçant les installations humaines (fig. 9).

5. LES AMÉNAGEMENTS ANCIENS

La capacité d'adaptation aux conditions du milieu est une constante partagée par les sociétés au fil du temps. Les outils mis en œuvre diffèrent cependant selon les époques, notamment entre la période antique et la période préindustrielle. Si la technologie moderne a offert de nouvelles possibilités dans la réalisation d'ouvrages d'aménagement et de protection de l'environnement aux fins d'agriculture, il a fallu trouver d'autres solutions par le passé, en adéquation avec les besoins, les outils et les systèmes de production de l'époque.

La haute vallée du Nahr Ibrahim offre de nombreux exemples typiques de ces techniques de préparation des terres pour les systèmes de culture et d'irrigation ainsi que de procédés d'exploitation des ressources naturelles présentes à l'intérieur ou à proximité des habitats. Ainsi, les terrasses agricoles anciennes sont encore visibles le long des versants montagneux de la région basse. Des systèmes d'irrigation ont été construits à différentes altitudes pour alimenter les réseaux de champs étagés sur la pente.

Une autre adaptation mise en œuvre est celle de l'utilisation des ressources naturelles dans la région. Cela concerne essentiellement les matériaux de construction qui ont été extraits des roches existantes pour les moellons mais aussi pour obtenir des sables de calcite à partir de roches calcaires après concassage, et ont ainsi été utilisés dans le ciment pour les bâtiments.

Par exemple, les pierres de construction massive ont été façonnées à partir de roches dolomitiques massives et oolitiques pour établir les temples, tels que le temple situé à Yanouh (fig. 10).

6. CONCLUSION

La corrélation entre les caractéristiques physiques d'une région et les aménagements réalisés par les sociétés anciennes est une étape essentielle dans toute étude archéologique. Dans ce type d'études, en général, les propriétés du contrôle du milieu physique sont impliquées en vue de résoudre un certain nombre de questions, et ceci



Fig. 8 : Stries dues aux frottements des roches lors d'une activité sismique.

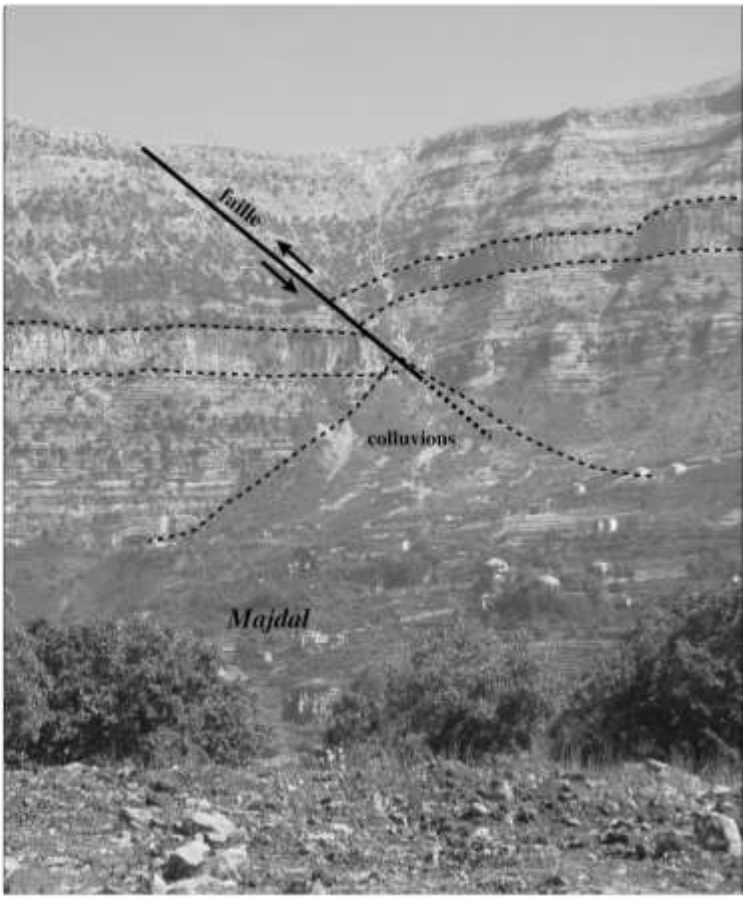


Fig. 9 : Dépôts colluviaux liés à la présence d'une faille active.

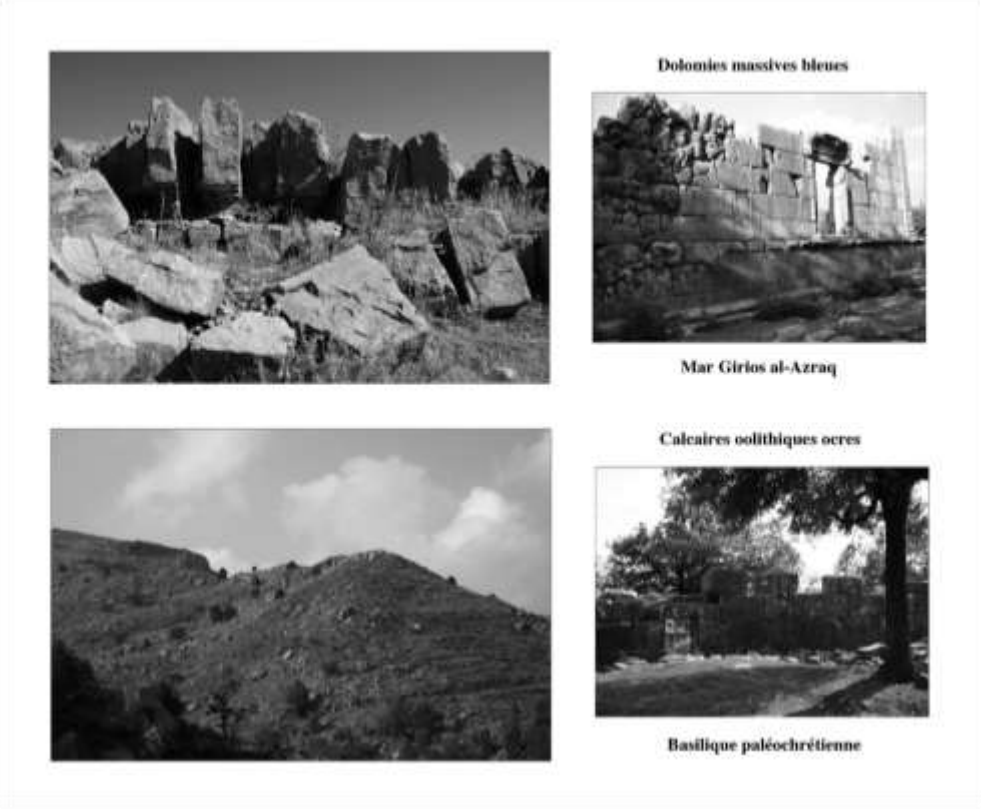


Fig. 10 : Zones d'extraction potentielle de certaines pierres à bâtir utilisées dans les monuments antiques et médiévaux (sanctuaire hellénistico-romain et basilique paléochrétienne dite de « Yanouh »).

nous amène à la notion géologique connue sous le nom d'« uniformitarisme ». Le présent est la clé du passé.

L'objectif de cette contribution est de mettre en évidence les principales propriétés physiques du bassin versant du Nahr Ibrahim où ont été implantés de nombreux sites, les populations ayant recherché l'emplacement des sources d'eau, des terres arables et la présence de ressources naturelles exploitables. Les traces de ces activités humaines anciennes sont encore inscrites dans les formes du paysage.

Les systèmes de gestion de l'eau et les procédés d'approvisionnement observés dans la région renvoient à une utilisation appropriée des sources d'eau. Ce phénomène est associé à des traces anciennes remarquables sur les flancs des montagnes de la région basse. Ces aménagements ont été réalisés sur les hauteurs, en dépit de la fertilité du sol dans cette zone, afin d'échapper au risque d'inondation qui menace les cultures dans la région.

Un autre constat concerne l'utilisation par les sociétés anciennes des matières premières se trouvant à proximité de leurs habitats. Les choix qu'ils ont opérés indiquent qu'ils avaient une connaissance des types de roches et de certaines de leurs propriétés. Ils ont ainsi choisi les formations géologiques adéquates pour la fabrication de céramique en exploitant les argiles.

A l'issue de ce travail, il apparaît nécessaire de poursuivre une étude détaillée du bassin versant du Nahr Ibrahim puis de l'élargir à d'autres régions similaires du Mont Liban en vue d'une meilleure compréhension des relations entre les conditions physiques et les aménagements anciens. Dans cette étude, de nouvelles techniques pour la détection sont proposées et leur mise en œuvre recommandée, en particulier la télédétection qui permet d'appréhender les caractéristiques qui échappent à l'observation sur le terrain.

BIBLIOGRAPHIE

Abd el-Al, I. (1953) : "Statics and Dynamics of water in the Syro-Lebanese limestone massif", *Ankara Symposium on Arid Zone Hydrology*, UNESCO, Ankara, p. 60-76.

ACL (1971) : *Atlas Climatique du Liban*, Service Météorologique, Ministère des Travaux publics et Transports.

ACL (1973) : *Atlas Climatique du Liban*, Service Météorologique, Ministère des Travaux publics et Transports.

ACL (1982) : *Atlas Climatique du Liban,* Service Météorologique, Ministère des Travaux publics et Transports.

Beydoun, Z. (1988) : *The Middle East : Regional Geology and Petroleum Resources*, Scientific Press Ltd., Londres.

DGAC (1999) : *Rapport annuel*, Direction Générale de l'Aviation Civile, Beyrouth.

Dubertret, L. (1953) : *Carte géologique de la Syrie et du Liban au 1/50000me. 21 feuilles avec notices explicatives*, Ministère des Travaux Publics, L'imprimerie Catholique, Beyrouth.

Ghaddar, N. (1992-97) : *Climatological data. Monthly Bulletin*, American University of Beirut, Beyrouth.

Hakim, B. (1985) : *Recherches hydrologiques et hydrochimiques sur quelques karsts méditerranéens : Liban, Syrie et Maroc*, Publications de l'Université Libanaise, Section des études géographiques, II, Beyrouth.

Khawlie, M. (2000) : "Assessing water resources of Lebanon in view of climate change". *Workshop on Soil and Groundwater Vulnerability to Contamination*, 7 octobre 2000, ACSAD-BGR, Beyrouth, 19.

LARI (2003) : *Climatic Data. Monthly Bulletin,* Lebanese Agricultural Research Center, Tal-Amara.

Meinzer E. (1923) : *Outline of ground-water hydrology with definitions*, Geological Survey, Water-Supply Paper, 494, Washington D.C.

Sanlaville, P. (1977) : *Etude géomorphologique de la région littorale du Liban*, Publications de l'Université Libanaise, Section des études géographiques, I, Beyrouth.

Shaban, A. (2003) : *Etude de l'hydrologie au Liban Occidental : Utilisation de la télédétection*, Mémoire de doctorat, Université de Bordeaux I.

Shaban, A. (2011) : "Analyzing climatic and hydrologic trends in Lebanon", *Journal of Environmental Science and Engineering*, 5(3), 2001.

Shaban, A., G. Faour, M. Khawlie et C. Abdallah (2004) : "Remote sensing application to estimate the volume of water in the form of snow on Mount Lebanon", *Hydrological Sciences Journal*, 49(4), p. 643-653.

Annexe 11 : Utilisation de la télédétection et des techniques SIG pour l'évaluation des risques de feux de forêt dans le bassin versant de Nahr Ibrahim

UTILISATION DE LA TÉLÉDÉTECTION ET DES TECHNIQUES SIG POUR L'ÉVALUATION ET LA CARTOGRAPHIE DES RISQUES DE FEUX DE FORÊTS DANS LE BASSIN VERSANT DU NAHR IBRAHIM

Talal DARWICH[1], Aurore ASSAKER[1], Ghaleb FAOUR[1], Mahmoud NOUN[1], Pierre POUPET[2] et Romana HARFOUCHE[3]

1. DYNAMIQUES PAYSAGÈRES ET FEUX DE FORÊT

Le feu spontané, souvent provoqué par un orage, étant un élément naturellement présent dans tous les types de forêt, les espèces forestières y sont adaptées et ont la capacité de se régénérer plus ou moins rapidement après son passage. Cet équilibre est aujourd'hui rompu en raison de l'intervention humaine qui épuise certaines ressources par le surpâturage, le défrichement et la surexploitation du bois ou qui provoque directement des incendies.

Dans le bassin versant du Nahr Ibrahim, comme ailleurs, l'évolution des feux de forêt est étroitement dépendante des mécanismes et des facteurs qui régissent ces incendies. Les trois facteurs de propagation du feu sont la chaleur, un comburant, l'oxygène, et un combustible, la végétation[4].

La région méditerranéenne est considérée comme un « point chaud » (hotspot) de la biodiversité mondiale[5]. Ses forêts présentent un écosystème très particulier qui structure le paysage, tout en offrant un habitat pour la faune et la flore. Cet écosystème constitue également un frein majeur à la désertification par son action dans la gestion des ressources en eau et la protection des sols. Il est de fait un élément essentiel pour le développement socio-économique du pays et, ce faisant, pour la lutte contre la pauvreté en milieu rural.

Cependant, les incendies détruisent chaque année de vastes surfaces forestières, avec pour conséquence la modification de la biodiversité, la pollution de l'air, de l'eau et du sol, la réduction de l'activité photosynthétique des plantes et le réchauffement climatique.

Au Liban, un des plus petits pays méditerranéens (10 452 km²), la surface forestière est réduite à seulement 13,3% de la superficie du pays, mais elle bénéficie d'une remarquable diversité florale (3761 espèces)[6]. Le climat sec et chaud à l'est du territoire accentue les effets des feux de forêts qui aboutissent à la création de formation arbustives et d'une forêt secondaire, avec une augmentation du nombre d'essences différentes, constituant ainsi un facteur déclenchant majeur des incendies[7].

La modélisation et la Cartographie des Risques des Feux de Forêts (CRFF) permettent, en analysant les facteurs qui influencent la formation des incendies, d'appréhender ce phénomène et de guider les acteurs environnementaux dans la gestion des ressources[8]. En localisant la zone exposée aux incendies, cet outil permet un meilleur contrôle de leur propagation.

Le risque de feux de forêts a été cartographié en 2006 pour l'ensemble du territoire libanais à l'échelle de 1/200 000, en utilisant les techniques de la télédétection et d'un SIG[9]. Divers types de données ont été pris en compte pour la production de ces cartes, comme la couverture ou l'occupation du sol, la pente, l'exposition, l'évapotranspiration ainsi que le nombre et la fréquence des feux de forêts. La délimitation des zones forestières à risque d'incendie a ensuite été obtenue en attribuant un taux spécifique pour chaque facteur provoquant un incendie et en lui allouant un poids en fonction de sa capacité à déclencher cet incendie.

Dans cette étude, la CRFF est basée sur une combinaison de facteurs naturels et anthropiques. La méthode repose sur l'exploitation conjointe d'images satellitaires à haute résolution spatiale de l'année 2005 et de cartes digitales des différents facteurs liés aux incendies. Intégrés dans une base de données géographiques, ces informations permettent de produire une CRFF à l'échelle de 1/50 000 pour une meilleure évaluation des risques. La modélisation ne prend volontairement pas en considération les feux de forêt potentiels qui auraient pu être causés par l'action humaine directe et qui sont difficiles à prévoir.

2. UNE ÉTUDE PILOTE

Le choix du bassin versant du Nahr Ibrahim comme zone d'étude s'est imposé pour ses qualités climatiques, géologiques et morphologiques (fig. 1 et 2). Il offre un paysage d'une grande diversité tout en étant représentatif des vallées de la montagne libanaise. L'étude pilote ainsi

[1] Remote Sensing Center, CNRS, Beyrouth, Liban. tdarwich@cnrs.edu.lb
[2] UMR 5140 ASM, CNRS, Lattes-Montpellier, France.
[3] UMR 7041 ArScAn, CNRS, Paris-Nanterre, France.
[4] Saveland 1998 ; Cohen 2000.
[5] FAO 2010.
[6] Khater 2004 ; Abi Saleh *et al*. 1996.
[7] ACL (Administration Centrale du Liban) 2006.
[8] Jaiswal *et al*. 2002.
[9] Faour *et al*. 2006.

Élévation (mètres a.s.l.)	T. moyenne en Hiver (°C)
Zone côtière	20-21
900	16
1800	13
2700	10

Fig. 1 : Variation de la température en fonction de l'altitude, dans le bassin versant du Nahr Ibrahim.

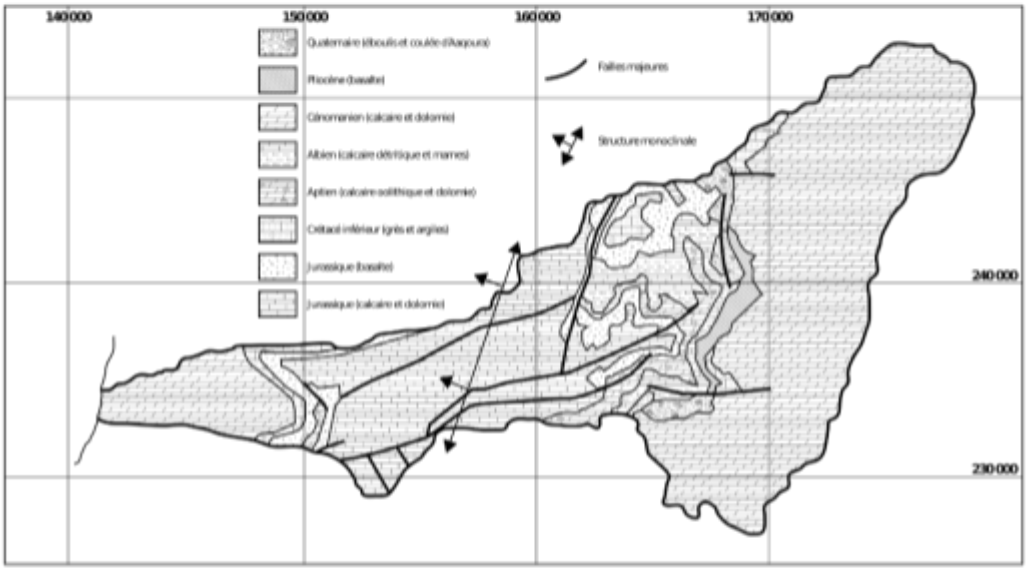


Fig. 2 : Carte géologique simplifiée du bassin versant du Nahr Ibrahim.

conduite sur le bassin versant du Nahr Ibrahim pourrait ensuite être appliquée à d'autres bassins versants du Liban.

D'une superficie de 326 km^2, le bassin versant du Nahr Ibrahim est une région montagneuse du Caza de Jbaïl, qui s'élève jusqu'à 1400 m d'altitude vers Aaqoura[10] et atteint même des altitudes supérieures à 2000 m (2650 m) sur les hauts plateaux ou *Jurd*. Avec un débit moyen maximal qui le place en tête des fleuves libanais (408 millions de m^3/an), le Nahr Ibrahim offre une biodiversité remarquable en termes de forêts naturelles, de prairies et de cultures en terrasses qui lui vaut d'être classé comme site patrimonial international[11]. Cependant, les incendies récents survenus en 2010 et 2011 ont détruit de vastes surfaces boisées, fragilisant les sols en les exposant à l'érosion.

Les caractéristiques physiques et climatiques du bassin versant du Nahr Ibrahim ayant été discutées par ailleurs[12], nous n'en soulignerons brièvement que quelques traits majeurs dont la prise en compte est nécessaire à notre étude. Les surfaces topographiques sont représentées principalement par quatre unités physiographiques que sont la plaine littorale, les pentes basses, les pentes élevées et les sommets. Au plan géologique, 80% de l'espace est couvert par des formations crétacées de différentes lithologies, le reste étant constitué de la puissante épaisseur du Jurassique moyen et de formations marneuses portées à l'affleurement[13]. La température est bien sûr fonction de l'altitude et elle varie de manière évidente entre l'hiver, époque à laquelle elle oscille entre 28 et 35°C sur la côte, et l'été (fig. 1)[14]. Enfin, l'humidité relative sur la côte

[10] 36°2'46"E-34°12'46"N et 35°38'35"E-33°59'36"N.
[11] Korfali & Davies 2004 ; Bou Saab *et al*. 2007.
[12] Voir la contribution de A. Shaban dans le présent ouvrage.
[13] Dubertret 1953.
[14] ACL 1982.

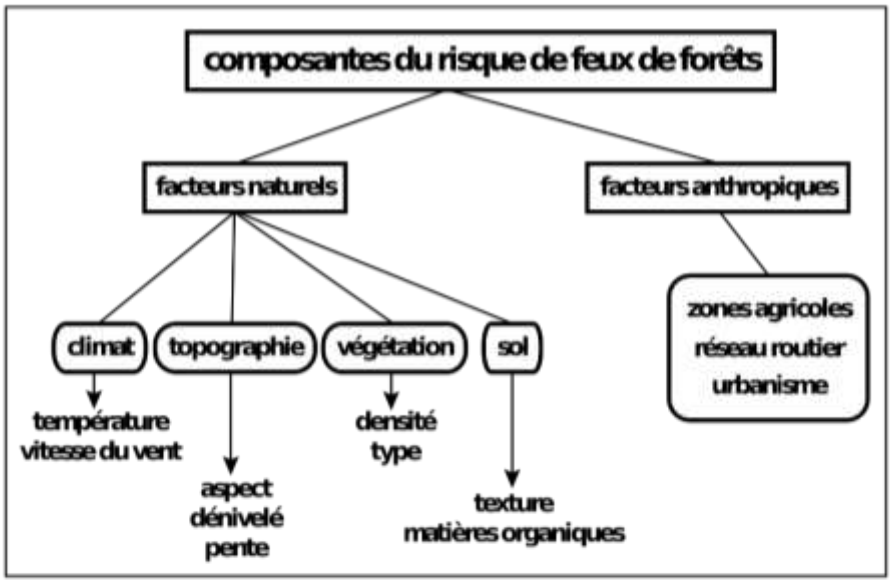


Fig. 3 : Les différents éléments contribuant au risque de feux de forêt.

est constante, à 70%, et diminue légèrement au sud. En revanche, les variations en montagne sont plus importantes, allant de 60 à 80% en hiver et de 40 à 60% en été.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODE

3.1. LES OUTILS

Le modèle d'élévation digitale (MED) ou modèle numérique de terrain (MNT) a été extrait à partir de la carte topographique à l'échelle de 1/20 000. Il a été créé par interpolation à partir des courbes de niveau numérisées, puis il a été utilisé pour générer l'altitude, la pente et l'aspect. Le type et la densité de végétation, les zones urbaines et les routes ont été tracés à partir de la carte d'occupation du sol établie en 2005 à l'échelle de 1/20 000, en utilisant les techniques d'un SIG et par la vérification des résultats sur le terrain.

La texture et la teneur en matière organique (MO) ont été extraites de la carte des sols du Liban à l'échelle de 1/50 000[15]. La vitesse du vent à une altitude de 50 m au dessus de la surface terrestre a été obtenue en utilisant l'Atlas des vents du Liban publié en 2011[16]. Il a également été possible de calculer la température moyenne maximale relative à la saison des incendies de forêts (juillet-novembre) en suivant la méthode de Theissen à partir des données extraites de l'Atlas Climatique du Liban de l'année 1977 ainsi que des travaux de l'Institut de Recherche Agronomique du Liban (IRAL).

[15] Darwish *et al.* 2006.
[16] *The national wind atlas of Lebanon* 2011.

3.2. LA MÉTHODE

Les facteurs contribuant au risque d'incendie des forêts dans le bassin versant du Nahr Ibrahim étant multiples, une approche intégrée pour l'évaluation des niveaux de risque s'est avérée nécessaire. Les rivières, les lacs et les marécages ne présentant aucun danger, ils ont été exclus des facteurs invoqués. L'évaluation est basée sur l'intégration de plusieurs facteurs naturels tels que la végétation (type de carburant et de sa densité), la topographie (altitude, aspect et exposition de la pente), les variables météorologiques (vitesse du vent et température), le sol (texture et teneur en matière organique) ainsi que l'action anthropique (zone agricole, routes et concentrations urbaines) (fig. 3 et 4). Les principaux facteurs influençant les risques de feux de forêt sont, par ordre décroissant, le climat, la topographie, la végétation, les facteurs humains et le sol. Chacun d'entre eux présente un certain nombre d'éléments qui contribuent à des niveaux différents au risque et qui ont été pris en compte (fig. 5). Une carte thématique a donc été produite pour chaque facteur et a été considérée comme une couche du SIG. La superposition de ces couches dans un système d'information géographique SIG produit une carte thématique avec un certain nombre de polygones pour localiser les zones à risque de feux de forêts.

3.3. LA CARACTÉRISATION DES FACTEURS NATURELS ET ANTHROPIQUES

Deux facteurs climatiques ont été considérés, la température qui est un facteur majeur dans le déclenchement du feu en présence d'une végétation et la vitesse du vent, élément fournisseur d'oxygène pour le feu.

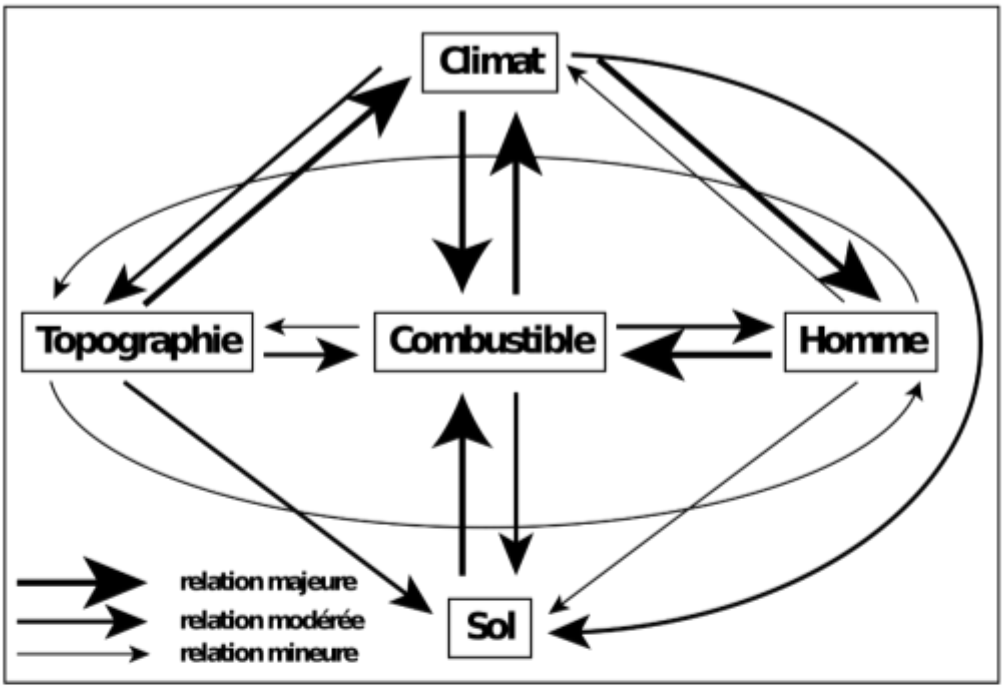


Fig. 4 : Modèle d'évaluation du poids des différents facteurs influençant le risque de feux de forêts.

FACTEURS	EFFETS				
	Majeur	Modéré	Mineur	TOTAL	Poids %
Climatique	2 (1,5)	2 (1)	—	5	27,78
Topographique	1 (1,5)	2 (1)	1 (0,5)	4,5	25
Végétation	1 (1,5)	2 (1)	1 (0,5)	4	22,22
Homme	1 (1,5)	—	1 (0,5)	3	16,66
Sol	1 (1,5)	—	—	1,5	8,34
TOTAL				18	100

Fig. 5 : Calcul du poids de chaque facteur influençant le risque de feux de forêts.

La topographie est un facteur physiographique de grande importance en ce qu'elle modifie le transfert de la chaleur et les conditions météorologiques locales qui influent sur la croissance de la végétation et sur le type d'essence[17]. L'aspect (ou l'exposition de la pente par rapport au soleil) étant lié à la quantité d'ensoleillement, les incendies de forêt se produisent habituellement d'avantage dans les régions exposées au sud[18]. L'altitude est un autre facteur de risque, l'incendie étant moins sévère en altitude en raison des fortes précipitations mais le risque est également atténué à faible altitude. Sur une forte pente, le feu peut se déplacer plus rapidement d'une région à l'autre en brûlant la végétation présente sur son passage[19]. De plus, sur ces fortes pentes, le sol est moins profond en raison de l'érosion hydrique, ce qui réduit les réserves d'eau disponibles pour subvenir aux besoins de la végétation pendant les périodes de sécheresse.

Seuls trois types de facteurs anthropiques ont été considérés. Les routes et les maisons sont un réseau de protection qui assure une surveillance continue et permet une intervention rapide en cas de déclenchement du feu, mais avec l'ignorance, la non application de la loi et les activités humaines désorganisées, ces aménagements se trouvent à proximité de la forêt, facilitant ainsi l'induction du feu. Il faut ajouter à cela les mitages urbains des forêts et des zones agricoles qui accentuent le risque. Les espaces agricoles peuvent cependant eux aussi être le lieu de déclenchement de feux lors du brûlage mal maîtrisé des chaumes après la récolte, cette pratique étant utilisée

[17] Jaiswal *et al*. 2002.
[18] Mansor *et al*. 2004 ; Chuvieco & Congalton 1989 ; Faour *et al*. 2006 ; Schnepf *et al*. 2009.
[19] Tran *et al*. 2008.

couramment et de longue date dans la montagne libanaise[20]. Le feu déclenché sur les zones agricoles est alors d'autant plus difficile à maitriser avec l'action du vent.

Une grande attention a également été prêtée à l'essence végétale, au type et à la densité de la végétation. L'essence a été considérée comme le plus grand facteur influençant les risques de feux de forêt. Le type de couvert végétal reflète l'inflammabilité de la végétation existante en fournissant le carburant à brûler. La composition chimique et minérale peut améliorer ou retarder la combustion. Certains types de végétation possèdent des quantités relativement élevées de ces substances volatiles qui leur confèrent de meilleures aptitudes au déclenchement du feu, comme la forêt de conifères par exemple. D'autres combustibles, tels que les forêts feuillues, contiennent des teneurs élevées en minéraux réduisant ainsi le déclenchement du feu. Le risque augmente largement avec la densité du couvert végétal. Un couvert dense assure une continuité pour le feu et augmente le risque par la suite.

Enfin, le dernier facteur pris en compte est le sol. Il constitue un facteur primaire du risque mais y contribue dans une moindre mesure que les autres. La capacité de rétention en eau du sol est un élément majeur dans la tolérance à la sécheresse récurrente du carburant, en ce qu'elle humidifie le sol pendant la saison sèche. La capacité de rétention est dépendante de la texture du sol et de sa teneur en matière organique. Ainsi, un sol sableux présentera un taux plus élevé de risque qu'un sol argileux. La matière organique aide à retenir l'humidité du sol pendant la saison de croissance. En effet, les débris organiques se désintègrent et s'incorporent dans le sol humidifiant de cette façon les conifères, les graminées et les arbustes.

4. L'ÉVALUATION DU POIDS DES FACTEURS

Ces facteurs n'ayant pas tous le même effet sur le risque de feux de forêt, une méthode simple a été adoptée pour évaluer le poids de chacun d'entre eux[21]. Le principe de base de cette méthode est d'utiliser le total des effets que peut produire chaque facteur sur les autres pour calculer son poids. La classification a été opérée comme suit : chaque facteur ayant un effet majeur sur un autre facteur, se voit affecté un poids de 1,5. Il est de 1 pour un effet modéré et de 0,5 pour un effet mineur. À titre d'exemple, la végétation a un impact majeur sur le climat, deux impacts moyens (l'un sur le sol, l'autre sur le facteur anthropique) et un impact mineur sur le facteur topographique. Son poids est par conséquent de : 1(1,5) + 2(1) +1(0,5) = 4. Le climat apparait ainsi comme le facteur le plus influençant étant donné le grand nombre d'effets qu'il peut produire sur les autres facteurs. Enfin, le poids final (exprimé en %) de chaque facteur est calculé par rapport au total de tous les facteurs. Les autres facteurs sont calculés de la même façon (fig. 6a et b).

[20] Amissah *et al*. 2010 ; Mitri *et al*. 2010.
[21] Shaban *et al*. 2000.

Le poids du couvert agricole a été soustrait de celui de la forêt en considérant le taux des sous-facteurs calculés. Pour les autres facteurs, le poids est également divisé entre les différents sous-facteurs. Par exemple, le poids de la topographie est divisé entre trois sous-facteurs, l'aspect, l'élévation et la pente. Ayant établi ces poids, les divisions correspondant à chacun des facteurs ont été affectées d'un taux variant de 1 à 2 (très faible à très élevé) pour souligner leur influence.

Le produit équivalent est égal au poids multiplié par le taux. Le produit équivalent fournit par le SIG varie entre 47,9 (correspondant au risque le plus faible) et 152 (correspondant au risque le plus élevé). Cet intervalle a été divisé en 5 classes de risques auxquelles s'est ajoutée la classe de risque nulle attribuée aux zones exclues (fig. 7).

5. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Après avoir affecté les différents poids et opéré un classement en six intervalles de risques, la réunion de toutes les données dans le SIG aboutit à la cartographie des risques des feux de forêts à l'échelle de 1/50 000 (fig. 8).

Une grande partie du bassin versant du Nahr Ibrahim (30,39%) est soumise à un fort risque de feux de forêt, surtout dans la partie inférieure du bassin où l'activité anthropique est matérialisée par l'urbanisme et les routes, ou bien encore par les zones agricoles. Le climat y est plus favorable et les températures moyennes annuelles varient entre 20 et 24°C. Les espaces à très fort risque (7,87%) se trouvent à l'intérieur de ces zones. Une surface un peu plus importante du bassin versant (39,67%) présente un faible risque tandis que 3,96% de la surface du territoire est à risque très faible. Toutefois, la situation de ces espaces pourrait s'aggraver si la croissance démographique et l'urbanisation continuent à augmenter de façon chaotique.

Ce sont néanmoins les facteurs climatiques qui arrivent en tête. Une température élevée (22 à 26°C) apparaît dans plus de 80% du territoire, induisant ainsi un risque supplémentaire pour le déclenchement du feu. Le vent de vitesse très élevée n'affecte que 53% du bassin versant, qui plus est à des altitudes élevées (>1000 m), ce qui en affaiblit l'impact. Quant à l'exposition, 14% des versants disposent d'une exposition au sud et donc d'un risque élevé de feux de forêt par rapport aux versants exposés au nord.

Une grande proportion de terrains est en position topographique très pentue (43 à 63% de pente élevée). De même 75,85% se situent entre 1200 et 2650 m d'altitude ce qui atténue le risque d'incendie.

Si l'on considère les facteurs anthropiques, 10% des surfaces boisées se trouvent distantes de moins de 50 m des routes, favorisant le risque des incendies et 17% des surfaces forestières sont situées approximativement à 100 m de ces zones ce qui induit un risque élevé de feux de forêt. D'ailleurs, 0,54% de ces surfaces aménagées sont

Facteur	Poids	Sous facteur	Poids (a)	Divisions	Taux (b)	Produit équivalent (a x b)
Végétation	22,22	Agriculture	6,80	cultures de plein champ en grande surface	1	6.80
				cultures de plein champ en petite surface	1	6.80
				terre agricole non cultivée	1	6.80
				oliviers	1.5	10.2
				vignes	1	6.80
				arbres fruitiers	1	6.80
				citronniers	1	6.80
				culture sous serres	1	6.80
		Forêts	15,42	forêt de conifère dense	2	30.84
				forêt de feuillus dense	1.75	26.985
				forêt mixte dense	2	30.84
				forêt de conifère clairsemée	2	30.84
				forêt de feuillus clairsemée	1.75	26.985
				forêt mixte clairsemée	1.75	26.985
				végétation arbustive	1.5	23.13
				végétation arbustive avec arbres dispersés	1.5	23.13
				zone incendiée	2	30.84
				végétation herbacée dense	1.5	23.13
				végétation herbacée clairsemée	1.5	23.13
Climat	27,78	Température (T)	13,89	T<20	1	13.89
				20<T<22	1.50	20.83
				22<T<24	1.75	24.30
				24<T<26	2	27.78
				T>26	2	27.78
		Vitesse du vent (V)	13,89	V<3.5	1	13.89
				3.5<V<5	1.25	17.36
				5<V<6.5	1.5	20.83
				6.5<V<7.5	2.0	27.78
Facteurs anthropiques	16,66	Urbanisation	5,53	Mitage urbain	1.5	8.29
				Etablissement urbain sur le littoral	1	5.53
				tissu urbain dense / moyen / peu dense	1	5.53
				Complexe touristique	1	5.53
				Elevage de volailles	1	5.53
				Zone commerciale ou industrielle	1.25	6.91
		Réseau routier	5,33	à moins de 100m	1.5	7.99
				à plus de 50m	1	5.33
		Zones agricoles	5,33	à moins de 100m	1.5	7.99
				à plus de 100m	1	5.33

Fig. 6a : Poids et taux des facteurs « Végétation », « Climat » et « Anthropiques » influençant le risque de feux de forêts et leurs produits équivalents.

Facteur	Poids	Sous facteur	Poids (a)	Divisions	Taux (b)	Produit équivalent (a x b)
Topographie	25	Pente	8.33	0-9	1	8.33
				9-20	1.25	10.41
				20-31	1.5	12.49
				31-43	1.75	14.57
				43-63.33	2	16.66
		Aspect	8.33	SW	1.75	14.57
				ES	1.75	14.57
				NW	1	8.33
				NE	1	8.33
		Altitude	8.33	0-500	2	16.66
				500-1000	1.75	14.57
				1000-1500	1.5	12.5
				1500-2000	1.25	10.41
				2000-2650	1	8.33
Sol	8.34	Texture	4.17	Argileux	1	4.17
				Limon argileux	1	4.17
				Limon	1.5	6.25
				Sable limoneux	1.5	6.25
				Limon fin argileux	1.5	6.25
				Limon sablo-argileux	2	8.34
				Limon sableux	2	8.34
		Matières Organiques	4.17	0-2	2	8.34
				2-3.97	1.75	7.29
				3.97-5.9	1.5	6.25
				5.9-8.5	1	4.17

Fig. 6b : Poids et taux des facteurs « Topographie » et « Sol » influençant le risque de feux de forêts et leurs produits équivalents.

Classe	Evaluation du produit	Catégorie
I	0	Nulle
II	47.92-62.53	Très faible
III	62.53-77.15	Faible
IV	77.15-91.28	Modéré
V	91.28-106.38	Forte
VI	106.38-121	Très fort

Fig. 7 : Les classes de risque de feux de forêts dans le bassin versant du Nahr Ibrahim.

des mitages urbains des espaces agricoles et forestiers alors que les zones urbaines n'occupent que 1,15% de la surface du territoire.

Le type et la densité du couvert végétal augmentent le risque de feux dans le bassin versant du Nahr Ibrahim. En effet, 13% des surfaces boisées sont des forêts de conifères (dont 45% est à densité élevée), 31% sont des forêts feuillues (dont 15% est dense), 27% sont des végétations herbacées (dont 23% est dense) et 36% sont des végétations arbustives.

Au plan pédologique, 7,15% du territoire est couvert par des sols riches en matière organique (5,9 à 8% de MO) et 53% sont à texture argileuse ou limono-argileuse, fractions protectrices et conservatrices de la phase hydrique dans le sol.

6. LES SOCIÉTÉS, ACTEURS MAJEURS DE L'ÉVOLUTION DES PAYSAGES

Une visite de vérification sur le terrain, le 10 juillet 2010, a permis de délimiter une région récemment incendiée qui s'est avérée correspondre à un espace représenté sur la CRFF comme présentant un risque très élevé de feux de forêt (fig. 9)[22]. Outre la validation des résultats par l'observation de terrain, ce constat permet d'argumenter plus fortement auprès des acteurs environnementaux pour les inciter à se doter des moyens de prévention et de lutte nécessaires à la réduction des risques.

[22] 34°5'54"N-35°51'58"E.

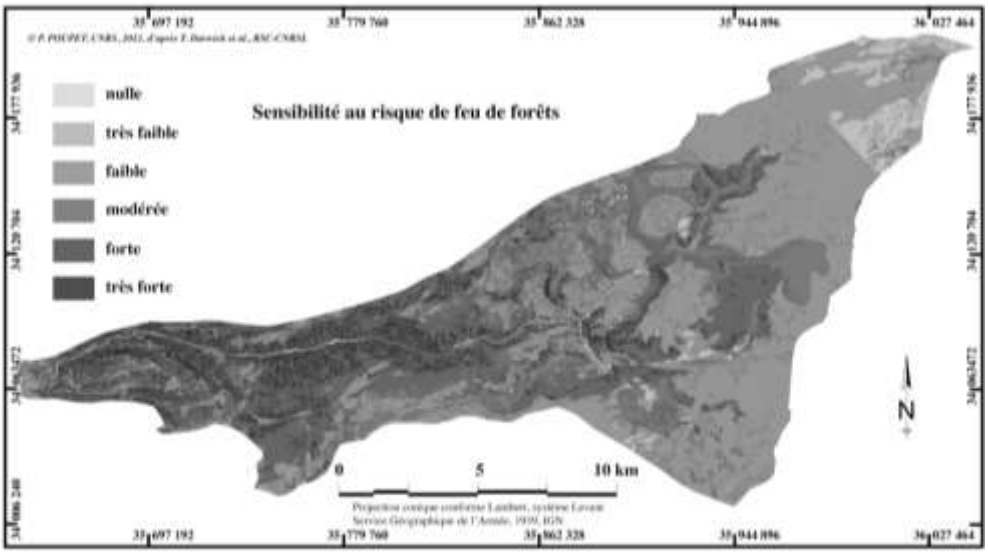


Fig. 8 : Carte du risque de feux de forêts dans le bassin versant du Nahr Ibrahim.



Fig. 9 : Zone incendiée en 2010 à Qartaba, sur des champs en terrasses abandonnés avec une reconquête par la végétation arbustive.

Les incendies de forêts sont non seulement une menace pour les ressources naturelles, mais aussi pour la balance sol-végétation-eau-êtres vivants. Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude montrent que les incendies de forêts sont en grande partie liés à l'activité humaine, au schéma directeur d'aménagement des territoires et au plan d'occupation des sols. C'est pourquoi une gestion durable des forêts s'impose de manière urgente pour préserver les ressources naturelles dont le rétablissement s'inscrit dans la longue durée. La gestion au plus près des essences forestières ainsi que la construction de coupe-feu, par exemple, contribuera à minimiser les risques. Il est également nécessaire que ces interventions s'appuient sur une volonté politique forte et qu'elles s'accompagnent de mesures législatives à la fois préventives et répressives. Parmi ces mesures, citons la création de réserves naturelles dans les espaces à très fort risque comme les régions de Tannourine, Bentaël, et l'île de Palmes ; la mise en place de corridors verts facilitant le déplacement de la faune et des interventions ; l'augmentation du nombre de lacs artificiels afin d'accélérer l'extinction des feux peu après leur détection ; l'augmentation des amendes et des pénalités pour sensibiliser les esprits ; l'incrimination des communautés locales pour toute violation des mesures de protection de la faune et de la flore ; l'amélioration de la coopération entre les différents ministères et les ONG. La création d'un système d'observation basé sur la télédétection permettrait la surveillance journalière en temps réel de l'état des forêts et serait doublé d'un système d'alerte sur les zones les plus vulnérables. L'homme, dont les activités sont aujourd'hui la principale source des incendies, deviendra alors un élément « coupe-feu » majeur de son environnement.

Cette étude a souhaité montrer, une fois de plus, l'efficacité, la simplicité d'utilisation et la rentabilité de l'imagerie satellitaire et des techniques SIG dans la définition des risques naturels. Un obstacle demeure dans l'utilisation des images satellitaires pour la détection du couvert végétal caché sous la forêt, et dont la prise en compte est importante puisqu'il favorise les départs du feu. L'utilisation du radar permettrait de palier ce déficit d'information.

BIBLIOGRAPHIE

Abi Saleh, B., N. Nasser, H. Rami, N. Safi, S. Safi, et H. Tohmé (1996) : *Flore terrestre. Étude de la biodiversité du Liban*, République Libanaise, Ministère de l'Agriculture, PNUE, Liban.

ACL (2006) : *Administration Centrale de la Statistique*, Compendium statistique national sur les statistiques environnementales au Liban.

ACL (1982) : *Atlas Climatique du Liban, Tome II*, Service Météorologique, Ministère des Travaux publics et Transports.

Amissah, L., B. Kyereh et V.K. Agyeman (2010) : « Wildfire Incidence and Management in the Forest Transition Zone of Ghana : Farmers Perpectives », *Ghana Journal of Forestry*, 26, 61-73.

Bou Saab, H., N. Nassif, A. El Samrani, R. Daoud et S. Medawar (2007) : « Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface (rivière Nahr Ibrahim, Liban) », *Revue des sciences de l'eau*, 20(4), 341-352.

Cohen, J.D. (2000) : *What is the Wildland Fire Threat to Homes ?* Thompson Memorial Lecture, School of Forestry, Northern Arizona University. http://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2000_cohen_j003.pdf

Chuvieco, E et R. Congalton (1989) : « Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems to Forest Fire Hazard Mapping », *Remote sensing environment*, 29, 147-159.

Darwish, T., M. Khawlie, I. Jomaa, M. Abou Daher, M. Awad, T. Masri, A. Shaban, G. Faour, R. Bou Kheir, C. Abdallah et T. Haddad (2006) : *Soil Map of Lebanon 1/50 000*, CNRS-Lebanon, Monograph 4, 367 p.

Dubertret, L. (1953) : *Carte géologique de la Syrie et du Liban au 1/50 000, 21 feuilles avec notices explicatives*, Ministère des Travaux Publics, L'imprimerie Catholique, Beyrouth.

FAO (2010) : *Plan stratégique de la recherche sur les forêts méditerranéennes (2010-2020)*, Food and Agriculture Organization.

Faour, G., R. Bou Kheir et A. Darwish (2006) : « Méthode globale d'évaluation du risque d'incendie de forêt utilisant la télédétection et les SIG : cas du Liban », *Télédétection*, 5(4), 359-377.

Jaiswal, R.K., S. Mukherrjee, K.D. Raju et R. Saxena (2002) : « Forest Fire Risk Zone Mapping from Satellite Imagery and GIS », *International Journal of Applied Earth Observation*, 4, 1-10.

Khater, C. (2004) : *Dynamiques végétales post-perturbations sur les carrières calcaires au Liban*, Mémoire de doctorat, Université de Montpellier II, 120 p.

Korfali, S. et E. Davies (2004) : « The Relationships of Metals in River Sediments (Nahr Ibrahim, Lebanon) and Adjacent Floodplain Soils », *CIGR Journal of Scientific Research and Development, Agricultural Engineering International*, VI, 1-22.

Mansor, S., M. Abu Shariah, L. Bilia, I. Setiawan et F. Jabar (2004) : « Spatial Technology for Risk Management », *Geoinformation for the public*. http://www.fig.net/pub/athens/papers/ts10/ts10_6_mansor_et_al.pdf

Mitri, G., F. Rodriguez, G. Palacios, et F. Senra Rivero (2010) : *A publication of the Association for forest development and conservation*, Tragsa and the University of Cordoba, Beirut.

Shaban, A., M. Khawlie, R. Bou Kheir et C. Abdallah (2000) : « Assessment of Road Instability along a Typical Mountainous Road using GIS and Aerial Photos, Lebanon, Eastern Mediteranean », *Bulletin of engineering geology and environment*, 60, 93-101.

Saveland, J. (1998) : *Prescribed Fire : The Fundamental Solution*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Vegetation Management & Protection Research, Washington.

Schnepf, C., R. Graham, S. Kegley et T. Jain (2009) : *Managing Organic debris for forest health*, A pacific extension publication, University of Idaho.

The national wind atlas of Lebanon (2011) : *The national wind atlas of Lebanon,* CEDRO Country Energy Efficiency and Renewable Energy Demonstration Project for the Recovery of Lebanon.

Tran, A.T., N.D. Dinh, D.T.H. Nguyen et V. Phonekeo (2008) : *Forest Fire Risk Mapping Using Satellite Imagery and GIS for Quang Ninh Province*, Institute of Geography, Vietnam.