



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique
Université de Hamma Lakhder El Oued



Faculté de la Technologie
Département d'Hydraulique et Génie Civil

Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Option : Ouvrages Hydraulique

**Évaluation hydrogéologique et gestion des risques de
contamination des eaux souterraines en zone industrielle aride
Ain T'silla TFT**

Supervisé par :

Pr. Dr. ZAIR Nadjet

Présenté par :

ZEGHDI TAREK

LAID ZEGUEB

President	Salim Khachana		Université de Hamma Lakhder El- Oued
Examiner	Issam Ezzayer		Université de Hamma Lakhder El -Oued
Supervisor	ZAIR Nadjet	Professeur	Université de Hamma Lakhder El- Oued

Année universitaire : 2025/2026

Remerciements

Avant tout, je remercie DIEU tout puissant de me avoir donné la force, le courage, la persistance et de nous avoir permis d'exploiter les moyens disponibles afin d'accomplir ce travail.

J'adresse, particulièrement, mes remerciements à notre promotrice de thèse, Mme ZAIR, pour son soutien durant la réalisation de mon mémoire, ses explications, ses précieux conseils, sa patience tout au long de l'élaboration de ce modeste travail, ainsi que ses connaissances bibliographiques qui m'ont beaucoup apporté.

Un grand merci à tous les enseignants et les responsables du département de génie des procédés.

Je tiens tout particulièrement à remercier tout le personnel du direction ATL, en particulier : GHEDIER houda, oussama , KARBOUAA mohammed, MRABET ferhat, pour leurs collaborations et leurs accompagnements avec leur savoir-faire et leurs grandes expériences professionnelles.

Nous remercions les membres du jury d'avoir accepté de juger notre travail.

Nous souhaitons également remercier toute nos familles et amis pour leur soutien et leur confiance. Merci de m'avoir accompagnée dans cette aventure.

Dédicaces

*À la mémoire de mon cher père, Que Dieu lui fasse miséricorde.
Ce travail est le fruit des sacrifices qu'il a consentis pour mon
éducation. Qu'il trouve en moi, là où il est, la source de sa fierté.*

*À ma très chère maman, À qui je dois tout. Que ce travail soit le
témoignage de ma profonde gratitude pour son amour inconditionnel
et son soutien de chaque instant.*

*À ma sœur unique et à mes deux frères, Avec tous mes vœux de
bonheur et de réussite dans leur vie.*

*À mes ami(e)s, À l'intérieur comme à l'extérieur de l'université, en
les remerciant pour cette précieuse amitié qui nous a toujours unis. Je
leur souhaite à tous un immense succès.*

*À ma chère encadrante ZAIR, Un remerciement particulier et
sincère pour votre encadrement et vos efforts constants. Votre
disponibilité et vos conseils ont été précieux. Que ce travail soit le
témoignage de ma reconnaissance et de mon grand respect.*

LAIID ZEGUEB

Dédicaces

À mes chers parents, À mon cher père et à ma très chère maman, à qui je dois tout. Qu'ils trouvent en moi la source de leur fierté. Ce travail est le fruit des sacrifices qu'ils ont consentis pour mon éducation et mon bien-être. Que ce mémoire soit le témoignage de ma profonde gratitude et de mon amour éternel.

À mes chers frères et sœurs, Pour leur soutien, leur affection et leur présence constante. Je leur souhaite à tous un avenir radieux, plein de bonheur et de réussite dans leur vie.

À mes ami(e)s, À l'intérieur comme à l'extérieur de l'université, en les remerciant pour cette précieuse amitié qui nous a toujours unis. Je leur souhaite à tous un immense succès.

À ma chère encadrante ZAIR, Un remerciement particulier et sincère pour votre encadrement et vos efforts constants. Votre disponibilité et vos conseils ont été précieux. Que ce travail soit le témoignage de ma reconnaissance et de mon grand respect.

ZEGHDI TAREK

الملخص

تركز هذه الدراسة على التوصيف الهيدروجيولوجي، والهيدروكيميائي، والبيئي لخزان "الناموري" (Namurian) في حقل "عين تسيل" (إلزي، الصحراء الجزائرية)؛ وهي منطقة قاحلة تخضع لضغوط صناعية متزايدة. يكمن الهدف الرئيس للبحث في فهم آليات اشتغال نظام المياه الجوفية، وتحديد العمليات المتحكم في جودة المياه، فضلاً عن تقييم مدى عرضة الخزان الجوفي للتأثيرات الطبيعية والبشرية (الأنثروبوجينية). تعتمد المنهجية المتبعة على الربط بين النمذجة الهيدروديناميكية، والتحليل الهيدروكيميائي، والتقنيات الإحصائية متعددة المتغيرات) مثل تحليل المكونات الرئيسية PCA، وتحليل التباين ANOVA، والتحليل العنقودي، بالإضافة إلى طرق تقييم الحساسية للتلوث) طريقة GOD وقدرة التوهين الطبيعي. (وقد نجح نموذج تدفق المياه الجوفية المُعابر في محاكاة المستويات البيزومترية المرصودة بتوافق عالٍ، مما يؤكد موثوقية المعاملات الهيدروجيولوجية ويشير إلى سلوك متسق للخزان بشكل عام، رغم وجود تباينات محلية. أظهرت النتائج أن المياه الجوفية شديدة المعدنة، مع سيادة سحنة "كلورية-كبريتية صوديومية-كلسية" تتحكم فيها عملية ذوبان التكوينات التخيرية والكاربونية في ظل الظروف المناخية القاحلة. كما أبرزت التحليلات الإحصائية تبايناً مكانياً كبيراً في كيمياء المياه، مما يعكس تداخل العمليات الجيوكيميائية الطبيعية مع التأثيرات البشرية الموضعية المرتبطة بالأنشطة الصناعية. وكشف تقييم المعادن الثقيلة عن ارتفاع في تركيزات الحديد والمنغنيز، مما يشير إلى أصول جيوكيميائية وبشرية مختلطة، في حين ظلت المعادن الأخرى عموماً ضمن القيم التوجيهية لمنظمة الصحة العالمية. أكدت تحليلات المكونات الرئيسية والتحليل العنقودي وجود تنظيم مكاني للتلوث، متمثلاً في تمايز المناطق المتأثرة بشدة، والمناطق متوسطة التأثير، والقطاعات الأقل تلوثاً نسبياً. وثبتت سيناريوهات المحاكاة أن زيادة معدلات الضخ تؤدي إلى تكثيف هبوط المنسوب وتخفيف التفاعل بين مخاريط الانخفاض، مما يسلط الضوء على حساسية الخزان تجاه الاستغلال. ويخضع انتقال الملوثات بشكل أساسي لعملية "الحمل" (Advection)، مما يؤدي إلى هجرة سريعة للملوثات نحو آبار الضخ تحت تأثير التدرجات الهيدروليكية المتزايدة. يشير تقييم الحساسية (Vulnerability) إلى أن الخزان يتمتع عموماً بحساسية ذاتية منخفضة إلى متوسطة نظراً لعمقه ووجود غطاء وقائي من الغضار والمارل. ومع ذلك، يمكن أن تضعف هذه الحماية الطبيعية في ظل السحب المكثف، مما يرفع من مخاطر تلوث المياه الجوفية. وبشكل عام، يعد خزان "الناموري" نظاماً هيدروجيولوجياً محمياً نسبياً ولكنه عالي الحساسية، حيث تتطلب إدارته المستدامة مراقبة مستمرة، وضخاً مقنناً، وفهماً متكاملاً لعمليات التدفق والنقل والتأثيرات الصناعية.

الكلمات المفتاحية: خزان الناموري؛ حقل عين تسيل؛ الهيدروجيولوجيا؛ النمذجة الهيدروديناميكية؛ الحالة

المستقرة؛ خزان محصور؛ الحجر الرملي؛ جودة المياه الجوفية؛ الهيدروكيمياء.

Abstract:

This study focuses on the hydrogeological, hydrochemical, and environmental characterization of the Namurian aquifer in the Ain Tsila field (Illizi, Algerian Sahara), an arid region subject to increasing industrial pressure. The main objective is to understand the functioning of the groundwater system, identify the controlling processes of water quality, and assess aquifer vulnerability to natural and anthropogenic impacts. The adopted methodology combines hydrodynamic modeling, hydrochemical analyses, multivariate statistical techniques (PCA, ANOVA, clustering), and vulnerability assessment methods (GOD and natural attenuation capacity). The calibrated groundwater flow model reproduces observed piezometric levels with good agreement, confirming the reliability of the hydrogeological parameters and indicating a generally consistent aquifer behavior, despite local heterogeneities. Results show that groundwater is highly mineralized, with a dominant chlorinated-sulfated sodium-calcium facies controlled by the dissolution of evaporitic and carbonate formations under arid climatic conditions. Statistical analyses highlight significant spatial variability in water chemistry, reflecting both natural geochemical processes and localized anthropogenic influences linked to industrial activities. Heavy metal assessment reveals elevated concentrations of iron and manganese, indicating mixed geogenic and anthropogenic origins, while other metals generally remain within WHO guideline values. PCA and clustering analyses confirm a spatial organization of contamination, distinguishing highly impacted zones, moderately affected areas, and relatively less contaminated sectors. Simulation scenarios demonstrate that increased pumping rates intensify drawdown and induce interaction between depression cones, highlighting the aquifer's sensitivity to exploitation. Contaminant transport is mainly governed by advection, leading to a rapid migration of pollutants toward pumping wells under enhanced hydraulic gradients. Vulnerability assessment indicates that the aquifer has a generally low to moderate intrinsic vulnerability due to its depth and protective argillaceous-marly cover. However, this natural protection can be compromised under intensive abstraction, increasing the risk of groundwater contamination. Overall, the Namurian aquifer is a relatively protected but highly sensitive hydrogeological system, where sustainable management requires continuous monitoring, controlled abstraction, and an integrated understanding of flow, transport, and industrial impacts.

Key Word : Namurian aquifer; Ain Tsila field; hydrogeology; hydrodynamic modeling; steady-state conditions; confined aquifer; sandstone; groundwater quality; hydrochemistry.

Résumé

Cette étude porte sur la caractérisation hydrogéologique, hydrochimique et environnementale de l'aquifère du Namurien dans le champ d'Ain Tsila (Illizi), en milieu saharien soumis à des pressions industrielles. L'objectif principal est de comprendre le fonctionnement du système souterrain, d'identifier les mécanismes contrôlant la qualité des eaux et d'évaluer la vulnérabilité de la nappe face aux activités anthropiques. L'approche adoptée combine la modélisation hydrodynamique, les analyses hydrochimiques, les méthodes statistiques multi variées (ACP, ANOVA, clustering), ainsi que les méthodes d'évaluation de la vulnérabilité (GOD et pouvoir épurateur). Le modèle hydrogéologique calibré reproduit de manière satisfaisante les niveaux piézométriques observés, confirmant la fiabilité des paramètres hydrodynamiques et mettant en évidence un comportement globalement cohérent de l'aquifère, malgré des hétérogénéités locales. Les résultats montrent que l'aquifère présente une forte minéralisation, dominée par un faciès chloruré-sulfaté sodique-calcique, résultant principalement de la dissolution des formations évaporitiques et carbonatées, ainsi que de l'influence de conditions arides favorisant l'évaporation et l'accumulation des sels. Les analyses statistiques révèlent une variabilité spatiale importante des paramètres chimiques, traduisant à la fois des processus géologiques naturels et des apports anthropiques liés aux activités industrielles. L'étude des métaux lourds met en évidence des concentrations élevées en fer et en manganèse, indiquant une contamination significative d'origine mixte (géogénique et industrielle), tandis que les autres éléments restent globalement conformes aux normes de l'OMS. L'ACP et le clustering confirment une structuration spatiale de la pollution, distinguant des zones fortement impactées, modérément contaminées et relativement préservées. Les simulations de pompage montrent que l'augmentation des débits entraîne une intensification des rabattements et une interaction entre les cônes de dépression, traduisant une forte sensibilité du système à l'exploitation. Le transport des contaminants est principalement contrôlé par l'advection, ce qui favorise leur migration vers les zones de captage, en particulier sous l'effet des gradients hydrauliques induits par les forages. L'évaluation de la vulnérabilité indique que la nappe possède une protection naturelle globalement faible à modérée grâce à sa profondeur et à la nature argilo-marneuse de la couverture. Toutefois, cette protection peut être compromise en cas d'exploitation intensive, augmentant ainsi le risque de contamination. En conclusion, l'aquifère du Namurien constitue un système relativement protégé mais fortement sensible aux perturbations hydrodynamiques. Sa gestion durable nécessite une surveillance continue, une maîtrise des débits d'exploitation et une prise en compte intégrée des interactions entre écoulement, transport et activités industrielles.

Mots clé : Aquifère du Namurien ; champ d'Ain Tsila ; hydrogéologie ; modélisation hydrodynamique ; régime permanent ; aquifère captif ; grès ; qualité des eaux souterraines ; hydrochimie.

Liste des Figures

Figure 1: Situation géographique de champ d'Ain Tsila	5
Figure 2: Coupe schématique du champ gazier d'Ain Tsila.	7
Figure 3: Coupe transversale N-S de l'Algérie (Source : Sonatrach 1995).....	8
Figure 4: Description du bassin Illizi.....	9
Figure 5: évolution des roches mères des puits AT01 et AT07	10
Figure 6: Synthèse stratigraphique- Paléozoïque à Tertiaire	11
Figure 7: Formation dunaire à l'emplacement du puits AT-31	12
Figure 8: Formation dunaire à l'emplacement du puits AT-22	12
Figure 9: Imagerie satellitaire d'une Sebkha Sebkha à l'emplacement du puits AT-11.....	13
Figure 10: Réseau du système hydraulique de la wilaya d'Illizi	15
Figure 11: Carte d'eaux souterraines	16
Figure 12: Indices de classification de la vulnérabilité selon la méthode GOD	29
Figure 13: Classification de la vulnérabilité selon méthode GOD	29
Figure 14: Diagramme de la méthodologie utilisée dans ce travail.....	32
Figure 15: Histogramme des paramètres des eaux souterraines de la zone d'étude	35
Figure 16: Histogramme des paramètres physiques	37
Figure 17: Histogramme des métaux lourds	39
Figure 18: Histogramme du Fer (Fe)	39
Figure 19: Diagramme de Stiff	40
Figure 20: APC des paramètres chimiques.....	42
Figure 21: Détermination des zones de la vulnérabilité et le risque de pollution.....	50
Figure 22: Modèle conceptuel hydrogéologique – Champ d'Ain Tsila	56
Figure 23: Discrétisation MODFLOW-Maillage aquifère de la zone d'étude	59
Figure 24: Schéma MODFLOW-Condition aux limites (Ain Tsila)	60
Figure 25: Distribution spatiale des charges hydrauliques (MODFLOW).....	64
Figure 26: Evolution des niveaux piézométriques (MODFLOW simplifié)	65
Figure 27: Cone de rabattement AinTsila (MODFLOW)	67
Figure 28: Trajectoires des contaminants	69
Figure 29: Carte d'isochrones Temps de transfert vers TXA105	70
Figure 30: Schema 3D représente le Trajet du polluant	73
Figure 31: Analyse de sensibilité du modèle hydrogéologique	76
Figure 32: Scénario de référence et 30% du pompage sur l'aquifère du Namurien	78
Figure 33: Scénario de pollution zone d'étude	80

Figure 34: Impact sur le niveau piézométrique (0-50 ans)	81
Figure 35: Carte des zones de risque hydrogéologique	83

Liste des tableaux

Tableau 1 : Programme d'exploration du champ ISARENE.....	6
Tableau 2: Validation des analyses du puits	24
Tableau 3: Pouvoir épurateur du sol dans la couverture (zone non saturée)	26
Tableau 4: Pouvoir épurateur du sol dans l'aquifère (zone saturée) (Rehse 1977)	26
Tableau 5: Pouvoir épurateur des aquifères de fractures (Bolsenkotter 1984).....	27
Tableau 6: Variabilité des paramètres chimiques	35
Tableau 7: Variabilité des paramètres physique	36
Tableau 8: Métaux lourds et comparaison aux normes	38
Tableau 9: Résultats de la PCA	40
Tableau 10: ANOVA (comparaison entre puits)	43
Tableau 11: Tukey HSD – Métaux lourds	44
Tableau 12: Résultats du clustering des puits (pollution métallique)	45
Tableau 13: Pouvoir épurateur et dans La nappe de Ain Tsila	46
Tableau 14: Calcul de l'indice de contamination Minéral d'Aïn Tsila.	48
Tableau 15: Calcul de l'indice de contamination Minéral la zone d'étude.	49
Tableau 16: Résultat de l'indice de vulnérabilité d'après la Méthode de GOD	52
Tableau 17: Entrées typiques pour MODFLOW	58
Tableau 18: Paramètres hydrodynamiques	60
Tableau 19: Puits (conditions internes)	60
Tableau 20: Temps de transfert vers TXA105	70
Tableau 21: Calibration et validation hydrogéologique	74
Tableau 22: Indicateurs globaux de performance	74

Sommaire

Remercîments	
Dédicaces	
Abstract:	
Liste des Figures	
Liste des tableaux.....	
Sommaire	
Introduction générale	1

Chapitre I : Présentation de Champ ISARENE

1- Situation géographique :.....	5
2- Historique de champs ISARENE :.....	5
3- Cadre géologique et réservoirs :.....	6
4- Aperçu sur les réservoirs :.....	10
5- Topographie de la région d'Ain Tsila :.....	12
6- Géologie du permis d'Isarene :.....	13
6-1- Hydrologie et eaux souterraines :.....	13
6-2- Hydrologie :.....	13
6-3- Eaux souterraines :.....	16
7- Carte de représentation de l'Aquifère :.....	16
A. Inféoflux de la nappe phréatique :.....	17
B. Continental Intercalaire (CI) :.....	17
8- Nappe phréatique du Dévonien inférieur :.....	17
9- Nappe phréatique du Cambrien-Ordovicien :.....	17

Chapitre II : Matériel et méthode

1. Données utilisées :.....	20
1.1. Données hydrogéologiques :.....	20
1.2. Données physico-chimiques :.....	20
1.3. Méthodes d'analyse hydrochimique :.....	20
2. Estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution :.....	25
2.1. Méthode de détermination de la vulnérabilité et du risque de pollution des eaux : ..	25

Chapitre III : Résultats et discussions

1. Résultats hydro-chimiques :.....	34
1.1. Variabilité des paramètres physico-chimiques :.....	34
1.2. Analyse multivariée et classification des puits selon la charge en métaux lourds : ..	40

1.3. Vulnérabilité des eaux souterraine à la pollution par les métaux lourds :.....	46
2. Résultats de la modélisation hydrogéologique :.....	54
2.1. Modèle conceptuel du système aquifère (Ain Tsila – Namurien) :.....	54
2.3. Conditions aux limites :.....	60
2.4. Mise en œuvre avec MODFLOW :.....	62
2.5. Calibration et validation :.....	73
2.6. Simulation et scénarios :.....	76
3. Discussion générale :.....	85
4. Conclusion :.....	87
Conclusion générale	88
Références bibliographiques.....	91

Introduction générale

Les eaux souterraines constituent une ressource stratégique essentielle, particulièrement dans les régions arides et semi-arides où les ressources en eaux de surface sont rares, irrégulières et fortement dépendantes des conditions climatiques. Dans ces environnements, les aquifères profonds représentent souvent la principale source d'approvisionnement en eau pour les activités humaines, notamment industrielles et énergétiques. Dans le Sahara algérien, et plus particulièrement dans la région d'Ain Tsila (Wilaya d'Ilizi), les formations aquifères du Namurien occupent une place hydrogéologique majeure en raison de leur extension et de leur potentiel en eau souterraine.

Cet aquifère captif, constitué principalement de formations gréseuses, constitue une ressource stratégique mais fortement sollicitée dans un contexte de développement industriel croissant, notamment lié aux activités pétrolières et gazières. Cependant, son exploitation s'inscrit dans un milieu aride caractérisé par une recharge naturelle très limitée, une forte évaporation et des temps de renouvellement extrêmement longs, ce qui rend le système particulièrement sensible aux perturbations hydrodynamiques et aux pressions anthropiques. Cette sensibilité soulève des interrogations majeures quant à la durabilité de la ressource et à sa capacité de résilience face aux prélèvements intensifs.

Par ailleurs, la qualité des eaux souterraines dans ce contexte constitue un enjeu majeur. Les processus naturels d'interaction eau-roche entraînent une minéralisation progressive des eaux, souvent marquée par des concentrations élevées en sels dissous. À cela s'ajoutent les influences potentielles des activités industrielles, susceptibles d'introduire des contaminants tels que les métaux lourds et de modifier la composition hydrochimique de la nappe. Ainsi, la qualité des eaux résulte d'une combinaison complexe de processus naturels et anthropiques, rendant leur interprétation particulièrement délicate.

Dans ce contexte, la problématique générale de cette étude s'articule autour de la compréhension du fonctionnement de l'aquifère du Namurien dans le champ d'Ain Tsila et de l'évaluation de l'impact de son exploitation et des activités industrielles sur sa dynamique et sa qualité. Il s'agit de déterminer dans quelle mesure les processus hydrodynamiques contrôlent la circulation des eaux souterraines, comment les conditions géochimiques influencent la minéralisation observée, et comment les activités de pompage modifient la structure de l'écoulement ainsi que le transport potentiel des contaminants. Une attention particulière est également portée à la part respective des processus naturels et anthropiques dans la dégradation de la qualité des eaux, ainsi qu'à l'évaluation de la vulnérabilité globale du système aquifère.

L'objectif général de cette recherche est de caractériser le fonctionnement hydrogéologique et hydrochimique de l'aquifère du Namurien dans la région d'Ain Tsila, afin

d'évaluer son comportement sous contraintes naturelles et d'exploitation et d'identifier les zones de vulnérabilité et de risque. Pour atteindre cet objectif, plusieurs objectifs spécifiques sont définis, notamment l'analyse de la structure hydrogéologique à partir des données de forages et de piézométrie, la modélisation hydrodynamique en régime permanent, l'étude des faciès hydrochimique et de la variabilité spatiale des paramètres, ainsi que l'application de méthodes statistiques multivariées pour identifier les facteurs de contrôle. L'étude inclut également la simulation du transport des contaminants, l'évaluation de la vulnérabilité de la nappe à travers des méthodes adaptées, et l'identification des zones sensibles afin de proposer des éléments de gestion durable.

Sur le plan scientifique, plusieurs hypothèses sont formulées. Il est supposé que l'aquifère présente un comportement hydrodynamique globalement homogène à grande échelle, mais avec des hétérogénéités locales influençant les écoulements. La minéralisation des eaux serait principalement d'origine naturelle, liée à la dissolution des formations géologiques, tandis que les variations en métaux lourds résulteraient d'une combinaison de processus géogéniques et d'apports anthropiques. Il est également supposé que les conditions de pompage intensif modifient significativement le champ d'écoulement et favorisent la migration des contaminants vers les zones de captage. Enfin, malgré une protection naturelle relativement efficace, le système aquifère pourrait devenir vulnérable en cas d'exploitation intensive prolongée.

Ainsi, cette étude s'inscrit dans une approche intégrée combinant hydrodynamique, hydrochimie et évaluation des risques, afin de mieux comprendre le fonctionnement global de l'aquifère du Namurien et de contribuer à une gestion durable des ressources en eau souterraine dans un environnement industriel sensible.

Chapitre I : Présentation de Champ ISARENE

1- Situation géographique :

Le bloc d'Ain Tsila (Ancien Isarene) est situé à environ 1 100 km au sud-sud-est d'Alger et à 160 km au nord-ouest d'Illizi, la principale ville de la région (Figure 1). Elle est située à 105 km au sud du pipeline gazier existant le plus proche, au niveau du champ pétrolier et gazier de Tin Fouye Tabankort (TFT).

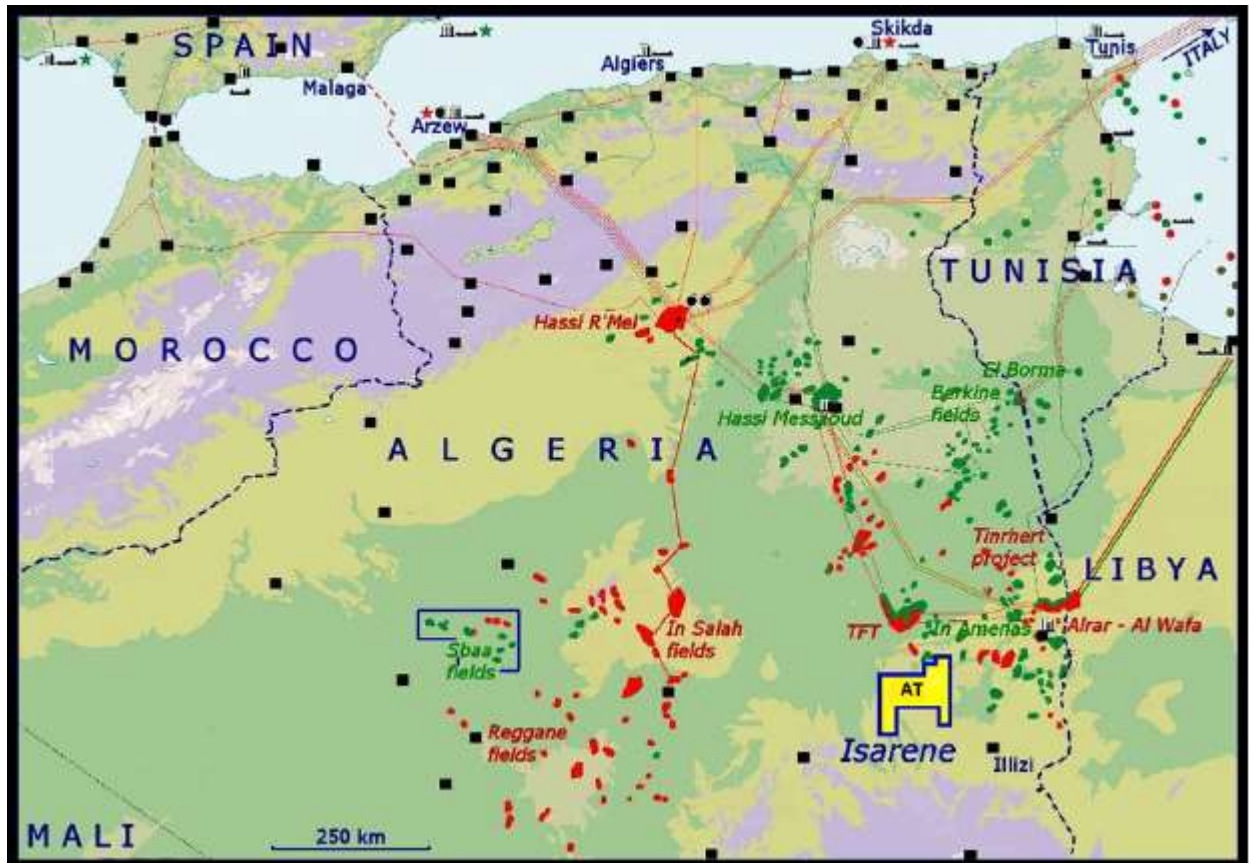


Figure 1: Situation géographique de champ d'Ain Tsila (ARTELIA Eau & Environnement, 2018)

Le bloc d'Ain Tsila se situe dans une zone désertique couverte de cordons dunaires d'une hauteur comprise entre 50 et 100 m. L'angle sud-est est plus exposé, avec des affleurements rocheux et quelques petites barkhanes isolées (dunes en forme de croissant). Un escarpement abrupt, ou falaise, est situé à 60 km au nord. Cet escarpement se trouve entre les champs d'Ain Tsila et le champ de Tin Fouye Tabankort (TFT), au nord.

2- Historique de champs ISARENE :

Le permis Isarene a connu plusieurs phases de forage au fil des années. Le forage a débuté en 1959 avec le forage du puits Issaoune Nord Est INE-1 par le CREPS. Depuis, plus de 23 puits ont été forés.

Le contrat de partage de production Isarene, a été attribué à l'association Sonatrach/Petroceltic le 26 avril 2005, Petroceltic étant désigné comme opérateur. Un aperçu des travaux réalisés durant la période d'exploration est présenté dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1: Programme d'exploration du champ ISARENE

Période d'exploration	La Durée	Programme Sismique	Programme de Forage
1ère Période d'Exploration	3 ans	Acquisition et traitement de 5 000 km de sismique 2D	2 Puits
2ème Période d'Exploration	2 ans	Acquisition de 890 km^2 de sismique 3D, plus acquisition et traitement de 178 km de sismique 2D	5 Puits
Période de délimitation	2 ans	Retraitement de 350 km de sismique 2D Retraitement de 659 km de sismique 2D	6 Puits

Parallèlement à l'acquisition et au retraitement de données sismiques 2D supplémentaires, deux puits ont été forés au cours de la deuxième période d'exploration. Le premier est INE-2, foré en 2009 qui a donné du gaz dans le Dévonien F2 ce qui en fait le puits de découverte du champ Issaoune Nord-Est (INE), le deuxième forage est le puits AT-1 en octobre 2009 qui a donné du condensat dans le réservoir ordovicien.

À la suite de cette découverte, deux autres puits ont été forés, AT-2 et AT-3 entre 2009 et 2010, qui ont tous deux donné du gaz.

3- Cadre géologique et réservoirs :

L'association Sonatrach/Petroceltic a découvert le champ gazier ordovicien d'Ain Tsila (AT) grâce au puits de découverte AT-1, foré en 2009 par Petroceltic. La déclaration de découverte a été effectuée le 22 septembre 2009. À ce jour, un total de 44 puits ont été forés sur la structure AT. Tous les puits d'exploration et de délinéation, jusqu'au puits AT-9 inclus, sont pris en compte dans ce rapport.

Le champ gazier d'Ain Tsila (AT) est un grand champ de gaz humide, dont le seul réservoir productif est constitué par les grès ordoviciens (Figure 2). Le champ AT est

entièrement évalué grâce aux puits d'exploration et de délimitation existants ainsi qu'aux données sismiques.

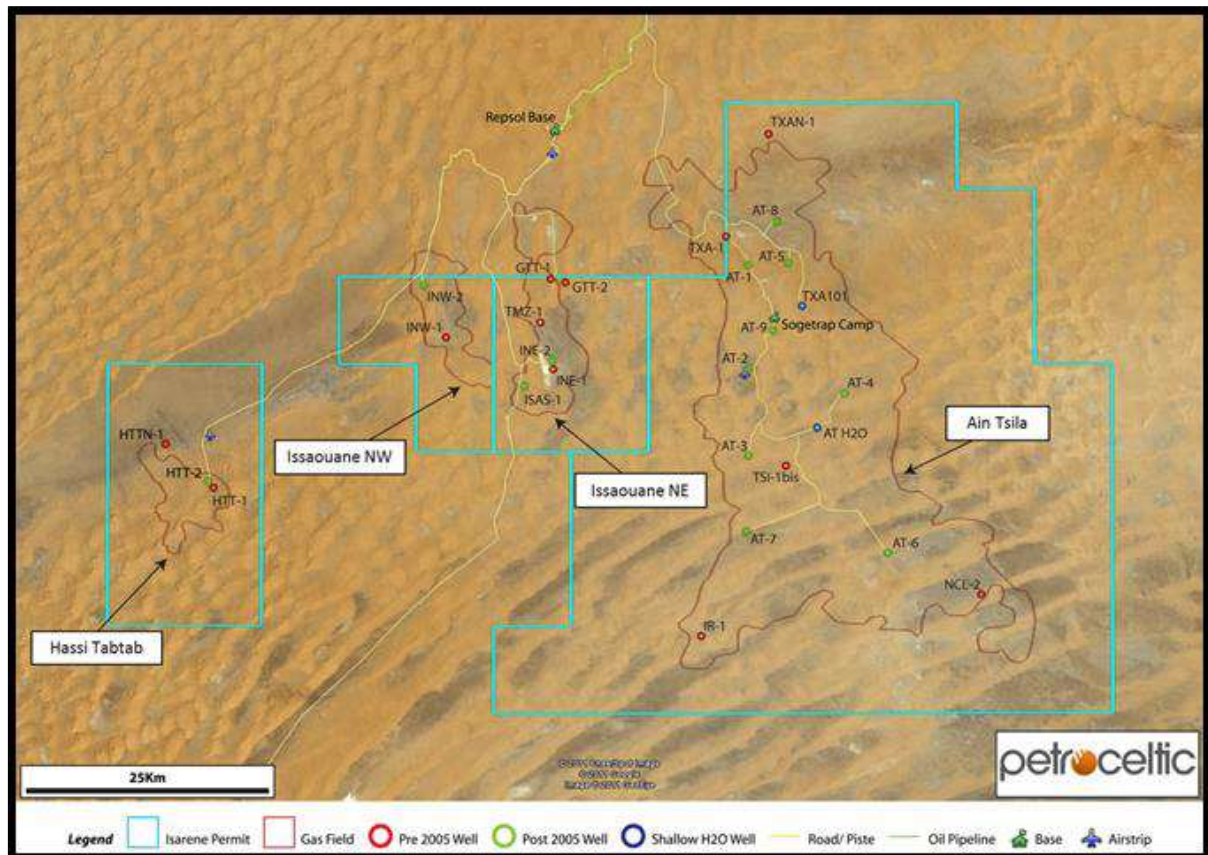


Figure 2: Coupe schématique du champ gazier d'Ain Tsila.

Les figures 3 et 4 présentées illustrent le contexte structural et géologique régional du champ d'Ain Tsila au sein du bassin de Berkine–Illizi, dans le Sud-Est algérien. La carte de localisation met en évidence la position stratégique du champ d'Ain Tsila à proximité des principaux bassins pétroliers et gaziers sahariens, ainsi que son intégration dans le réseau régional d'infrastructures énergétiques. Elle montre également la répartition des champs d'hydrocarbures, des axes structuraux majeurs et des pipelines reliant les différentes zones de production.

La coupe géologique régionale met en évidence l'organisation stratigraphique et tectonique des bassins de Berkine et d'Illizi, séparés par le haut structural d'Ahara. Cette coupe montre l'épaisseur importante des séries sédimentaires paléozoïques et mésozoïques ainsi que la présence de plusieurs discordances régionales majeures, notamment les discordances hercynienne, aptienne et éocène, qui témoignent des différentes phases tectoniques ayant affecté la région. Les nombreux forages représentés sur la coupe traduisent l'intense activité d'exploration et d'exploitation des ressources en hydrocarbures dans cette province saharienne.

Du point de vue hydrogéologique, cette configuration structurale joue un rôle essentiel dans le contrôle de la circulation des eaux souterraines et dans la distribution des réservoirs aquifères profonds. Les formations du Namurien, exploitées dans le cadre de cette étude, s'inscrivent dans cet ensemble sédimentaire complexe caractérisé par des alternances de niveaux perméables et semi-perméables influençant les écoulements souterrains et les interactions eau-roche. La géométrie des structures tectoniques ainsi que les variations lithologiques régionales conditionnent également les processus de minéralisation observés dans les eaux souterraines du secteur d'Ain Tsila.

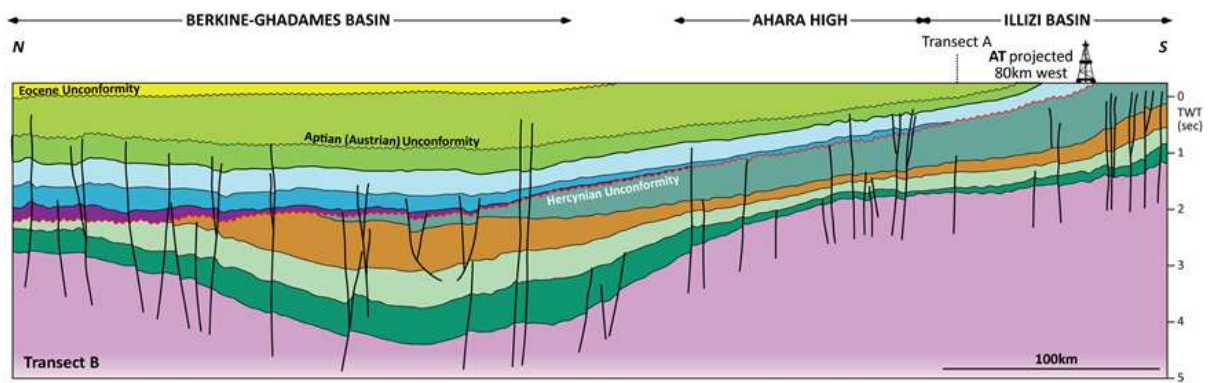


Figure 3: Coupe transversale N-S de l'Algérie
(BEICIP-FRANLAB, 2023).

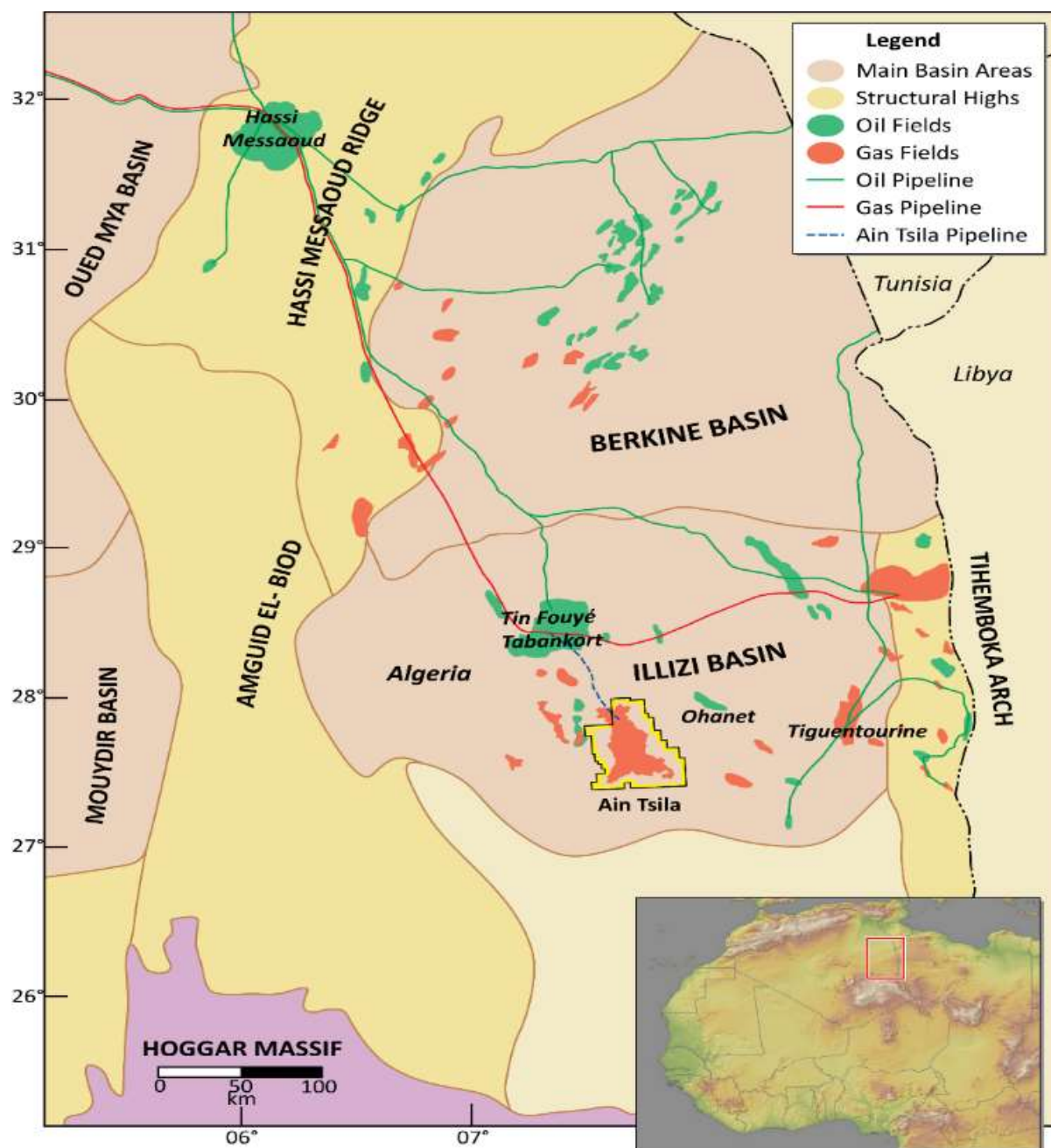


Figure 4. Description du bassin Illizi (BEICIP-FRANLAB, 2023).

4- Aperçu sur les réservoirs :

Les réservoirs reconnus dans cette zone sont tous d'âge paléozoïque.

Parmi ces réservoirs, l'unité IV de l'Ordovicien qui est l'objectif principale, les unités C du réservoir F6 et réservoir F2 comme objectifs secondaires (Figure 5).

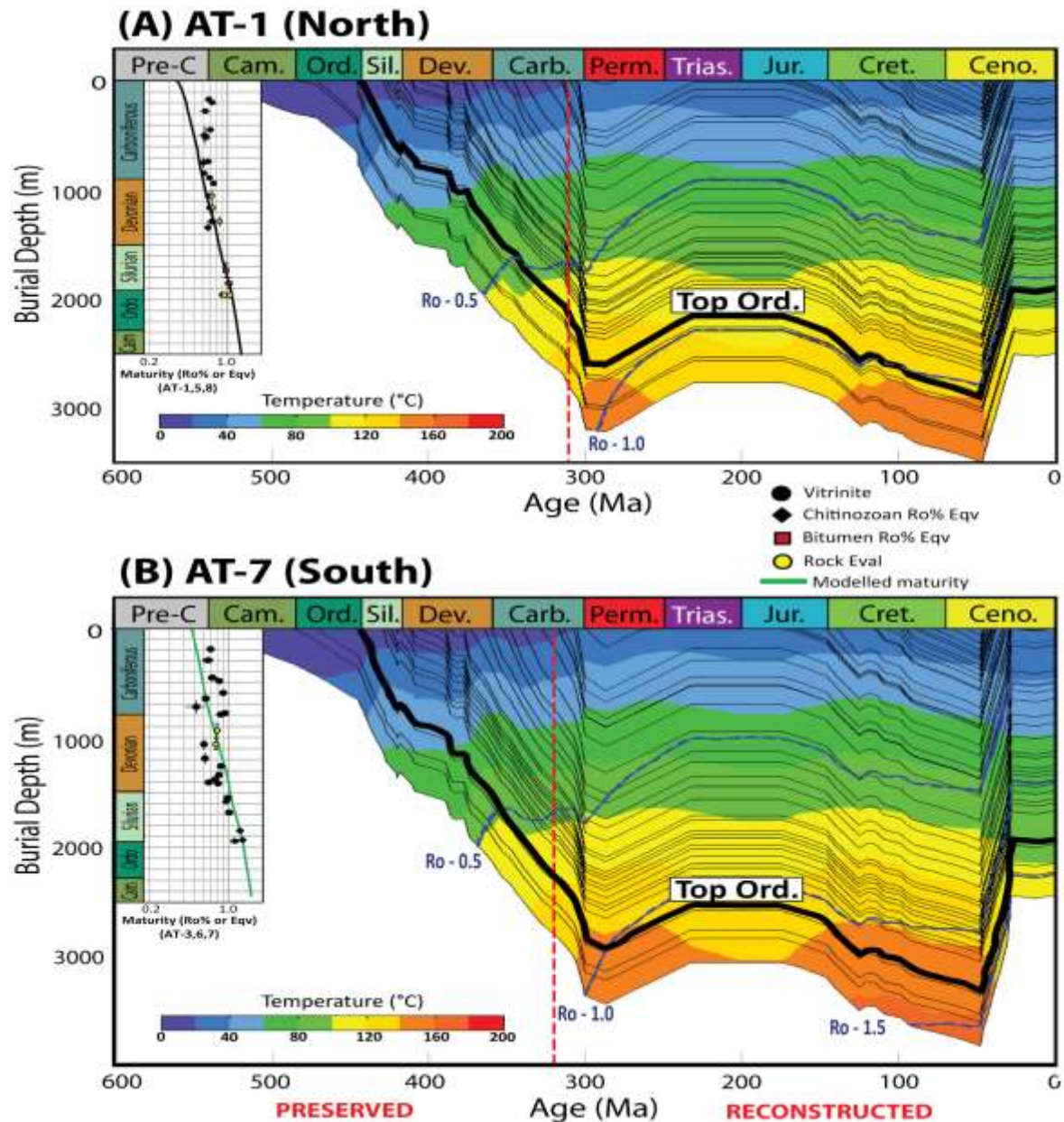


Figure 5: Evolution des roches mères des puits AT01 et AT07

La phase finale d'exhumation majeur a résulté ~ 1,0 km d'exhumation au nord du gisement et ~ 1,4 km d'exhumation au sud.

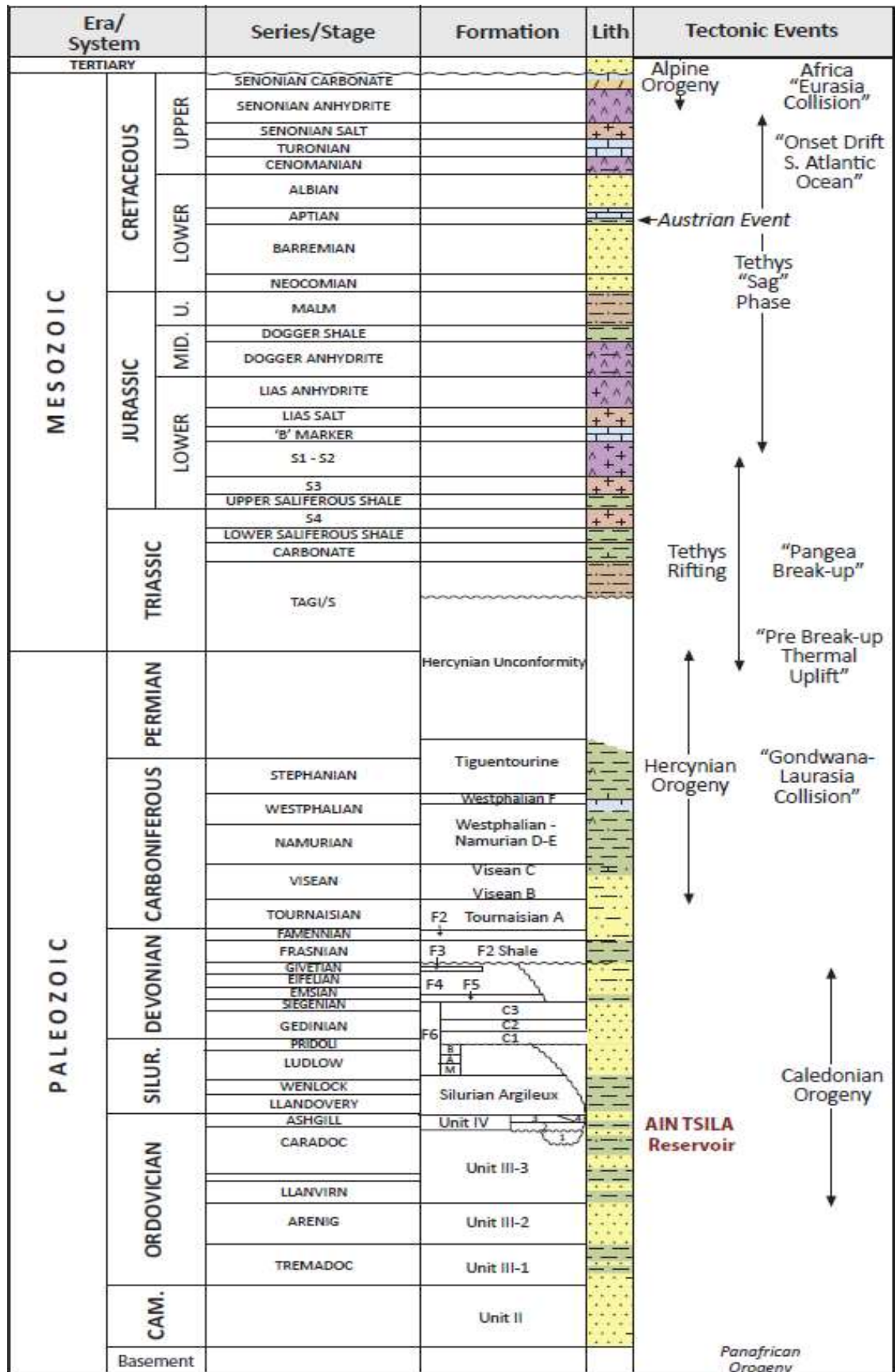


Figure 6: Synthèse stratigraphique- Paléozoïque à Tertiaire

5- Topographie de la région d'Ain Tsila :

Le relief de la zone de projet est un sous-ensemble d'éléments géographiques. Les principaux éléments sont les suivants :

Zone sableuse étendue où les dunes peuvent atteindre 300 m de hauteur. Les dunes sont principalement situées au nord et au sud de l'emplacement du centre de production. Certains puits (AT-31, AT-32, AT-22, AT-29, AT-26, AT-19 et AT-17) sont situés sur ou porches d'une dune [8] ;



Figure 7: Formation dunaire à l'emplacement du puits AT-31



Figure 8: Formation dunaire à l'emplacement du puits AT-22

Sebkhas, principalement situés au sud de l'emplacement du centre de production. On peut observer ce relief au niveau des puits AT-11, AT-18 and AT-30.

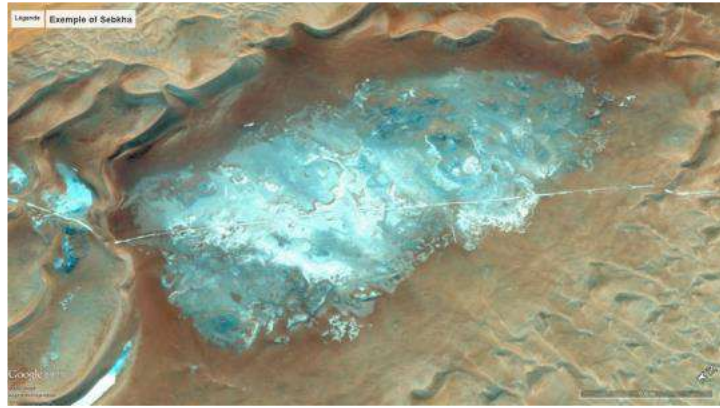


Figure 9: Imagerie satellitaire d'une Sebkha Sebkha à l'emplacement du puits AT-11

6- Géologie du permis d'Isarene :

6-1- Hydrologie et eaux souterraines :

Cette section de l'étude résume les analyses hydrologiques et des eaux souterraines réalisées dans le cadre du projet de développement du champ Ain Tsila. Des informations plus détaillées peuvent être trouvées dans le rapport "Rapport géologique d'ingénierie Volume 1 de 2", n° REP-216798-SOW-02 et l'étude d'impact sur l'environnement (EIE) du développement du champ d'Ain Tsila, Rapport final -Rev1-2016 [4].

6-2- Hydrologie :

Dans la région d'Ilizi, les oueds ont une morphologie particulière. Leur cours commence dans des parties élevées du massif, sur une pente raide, avec un lit marqué relativement encaissé sur des dizaines de kilomètres. La plupart d'entre eux sont à l'état de fossile ou s'écoulent lors des rares crues, pendant un temps très limité (un ou deux jours, rarement trois).

Il n'y a pratiquement aucun écoulement permanent. De courts écoulements occasionnels apparaissent tous les deux ou trois ans après des pluies torrentielles. Une crue dure généralement quelques heures, voire une journée entière, mais rarement trois ou quatre jours.

Selon J. Dubief, la région d'Ilizi est limitée par le bassin versant de Melhir qui récupère ses eaux des pentes septentrionales d'Atakor et Ajjer.

L'Oued d'Igharghar, un important bassin versant de la wilaya, prend sa source dans l'Atakor, à une altitude de 2 600 m, et termine sa course dans le nord, dans le Grand erg occidental.

Aucun plan d'eau permanent (rivières, ruisseaux ou lacs) n'est présent dans la région d'Isarene.

Cependant, la zone du projet a un réseau de drainage éphémère complexe. Pour la plupart, ces canaux se sont créés pendant les périodes de fortes pluies, bien qu'il soit des formes de traces, ils sont modifiés par les flux contemporains. Le réseau de drainage comprend :

- Principaux Wadi (plus de 50 m et jusqu'à des kilomètres de largeur et plus de 2 m de profondeurs) Les canaux peuvent être tressés et disposent de lits généralement planes et à fond plat et des canaux remplis de sable, de gravier et de galets.
- Les oueds moyens (10 à 50 m de large et moins de 2 m de profondeur) avec des canaux remplis de sable et de gravier qui font partie des systèmes de cônes alluviaux qui se trouvent à l'avant des escarpements.
- Des oueds mineurs (moins de 10 m de large et moins de 0,5 m de profondeur) avec des canaux remplis de sable qui drainent les surfaces lisses et transportent le flux vers les systèmes d'oueds ou les bassins locaux.
- Dépressions interconnectées et non reliées au Sud de la falaise formant des sabkhas et des zones sujettes à des inondations périodiques.

Dans la zone du projet, le réseau de drainage est particulièrement dense sur les falaises et les plateaux. La figure n°15 ci-dessous montre la distribution du réseau du système hydraulique de la wilaya d'Ilizi. Il convient de noter que les canaux de l'oued sur la falaise s'écoulent vers le Sud en direction de la dépression principale à la base de la falaise, tandis que les chenaux de l'oued sur le plateau s'écoulent vers le Nord et le Nord-ouest.

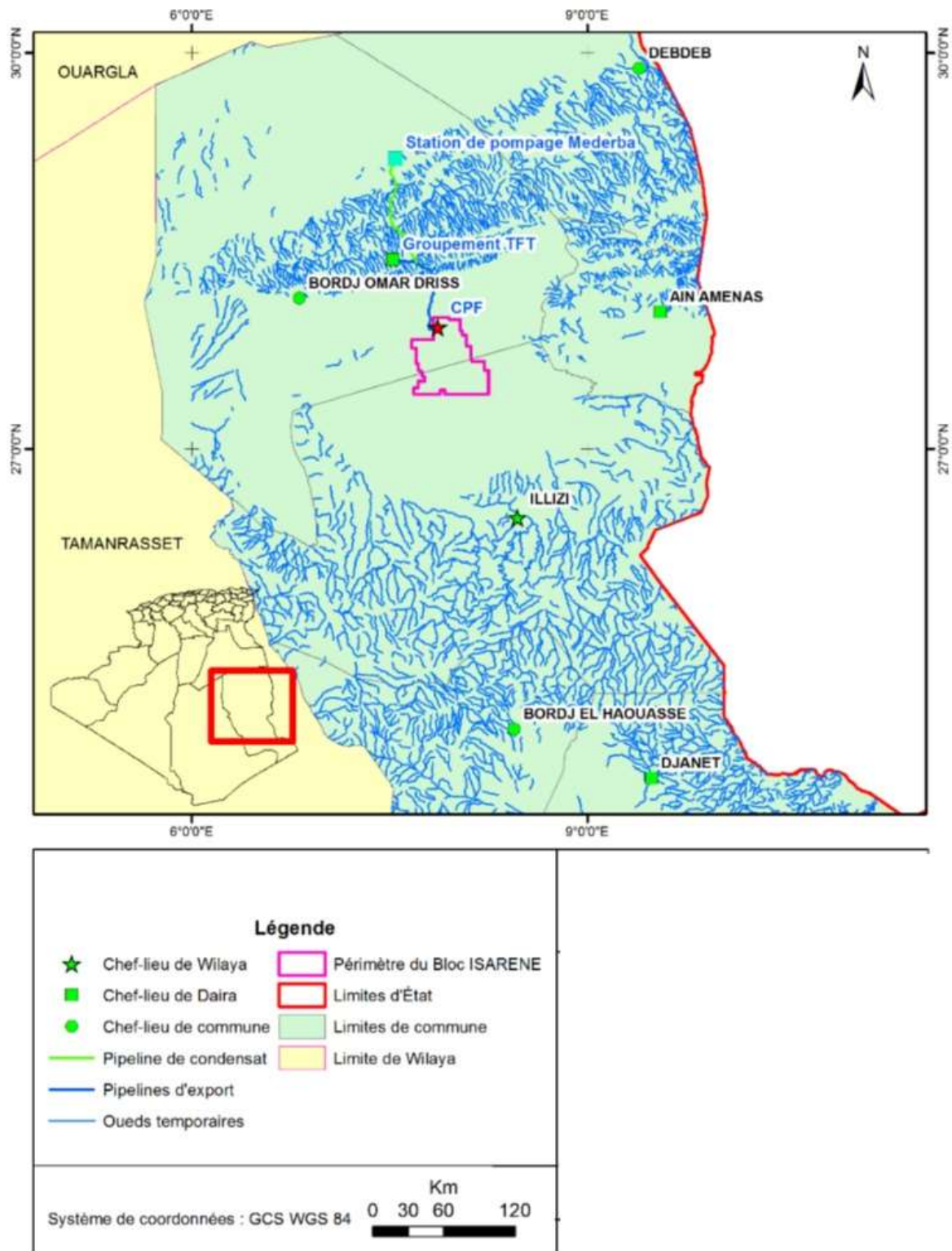


Figure 10: Réseau du système hydraulique de la wilaya d'Illizi (DOLIVO, J., 2008. Aquifer Study – Ain Tsila Field).

Dans la zone du projet, Le réseau de drainage du désert est considéré comme étant susceptible aux inondations soudaines, avec un risque d'apparition rapide d'écoulement de flux

sur une grande partie de la zone lors des orages. La raison principale derrière ceci est le climat hyperaride, ce qui conduit à une croissance limite de la végétation. Les surfaces désertiques qui sont dépourvues de végétation tendent à être confinées, ce qui entraîne de faibles taux d'infiltration et un fort ruissellement pendant les orages peu fréquents. Cependant, une grande partie du débit d'eau sera perdue par transmission dans le lit de l'oued, entraînant généralement une diminution nette des rejets en aval le long des oueds. Les crues soudaines ont le potentiel de transporter de gros volumes de sédiments et peuvent causer des quantités importantes de canaux érodés.

6-3- Eaux souterraines :

L'aquifère est présent dans toute la zone du bloc, comme indiqué dans la représentation cartographique suivante.



Figure 11: Carte d'eaux souterraines

7- Carte de représentation de l'Aquifère :

Les eaux souterraines représentent la principale source hydrique de la wilaya d'Illizi. Cette wilaya se caractérise par plusieurs aquifères qui sont différents d'une région à une autre. Ils sont composés de quatre couches différentes :

- a) Inféroflux : dans les régions d'Illizi, de Djanet et de Bordj El Haoues ;

- b) Continental Intercalaire (CI) : dans les régions d'In Amenas, de Deb Deb et de Bordj Omar Driss (où se situe le développement du champ d'Ain Tsila) ;
- c) Dévonien inférieur : dans la région d'Illizi ;
- d) Cambrien-Ordovicien : dans les régions de Bordj El Haoues, de Djanet et d'Illizi.

A. Inféroxux de la nappe phréatique :

Les sédiments du quaternaire sont souvent le siège d'un aquifère libre, principalement alimenté pour les oueds. Sa profondeur varie entre 6 et 120 m, avec un débit entre 1 et 20 l/s et un niveau statique entre 2 et 15 m. Cet aquifère est exploité par 60 puits dans les régions de Bordj El Haoues, Djanet et Djanet. Sa qualité chimique est bonne.

B. Continental Intercalaire (CI) :

Le CI est un réservoir important, principalement composé de grès et d'argile du Barrémien et de l'Albien. La profondeur de cet aquifère varie entre 60 et 1 297 m, avec un débit moyen d'environ 50 l/s. Cet aquifère se caractérise par des eaux relativement chaudes avec un résidu sec oscillant entre 0,4 et 6,6 g/l. Ses eaux sont uniquement exploitées dans la partie septentrionale de la wilaya d'Illizi à In Amenas, Bordj Omar Driss et Deb Deb avec la mise en service de 179 puits d'eau dont le débit est de 32 hm³/an.

8- Nappe phréatique du Dévonien inférieur :

Découvert dans les années 1950 en forant de l'eau à une profondeur de 190 m, cet aquifère est principalement composé de grès du Dévonien inférieur. Le Dévonien inférieur est exploité dans la région d'Illizi. Sa profondeur varie entre 200 et 700 m avec un débit compris entre 10 et 40 l/s et un niveau statique entre 0 et 47 m (36 puits d'eau).

Les grès du Dévonien occupent toute la partie nord du plateau de Tassili et s'étendent sur une surface de 34 200 km². Ils forment une étendue de 500 km de long sur 68 km de large, orientés est-ouest. Le Dévonien moyen est argileux et contient une grande proportion d'argile. Il se caractérise par une faible perméabilité. Cependant, le Dévonien inférieur contient une masse d'eau réduite par le forage hydraulique dans la région d'Illizi.

La moyenne interannuelle des précipitations mesurée pendant les 17 dernières années sur la station d'Illizi est de 24 mm. Si l'on prend en compte 5% de coefficient d'infiltration, la recharge des grès du Dévonien sera de 41 Hm³/an.

9- Nappe phréatique du Cambrien-Ordovicien :

Cette nappe phréatique est un aquifère important composé de grès du Cambrien-Ordovicien. Artésien à certains endroits, la profondeur de la nappe phréatique varie entre 100

et 600 m, avec un débit moyen de 20 l/s et un niveau statique entre 27 et 65 m. Ces eaux souterraines sont exploitées dans les régions de Bordj El Haoues, de Djanet et d'Illizi par 32 puits d'eau avec un débit d'extraction de 12 Hm³/an.

Les grès du Cambrien-Ordovicien occupent la partie sud du plateau de Tassili et forment une zone irrégulière de 600 km de long et 60 km de large en moyenne, orienté est-ouest. La surface totale de la zone de grès est de 54 000 km².

Ces grès forment une nappe phréatique uniquement exploitée dans les zones peuplées, en particulier la région de Djanet et probablement celle the Tin El Koum. La recharge des grès du Cambrien-Ordovicien est de 51,3 Hm³/an. Cette donnée se base sur des précipitations moyennes de 19 mm et sur un coefficient d'infiltration de 5%.

Seulement un seul forage avait enregistré la présence d'eau. L'enregistrement du puits TXA-101 indiquait que l'eau a été rencontrée à une profondeur de 97-130 m et plus.

La cartographie topographique russe à l'échelle de 1/200 000 indique que les puits cartographiés les plus proches de la zone du site se trouvent dans la zone de dépression au pied de l'escarpement de falaise. Deux puits sont signalés :

Le puits Hassi Mazula à 334875E, 3127515N – 27 km Sud-ouest de TFT ; et Le puits Hassi Tobtab à 178620E, 3117450N - 58 km Sud-ouest de TFT.

La présence de ces puits aux points bas de la dépression à la base de l'escarpement de la falaise conduit que les eaux souterraines régionales pourraient être contrôlées par cette dépression.

Les puits d'eau mentionnés sont ceux à proximité des emplacements suivant : CPF_03, TXA-103, TXA-105 et TXNO-101.

Chapitre II : Matériel et méthode

1. Données utilisées :

Dans le cadre de cette étude hydrogéologique et hydrochimique du réservoir Namurien, plusieurs types de données et d'analyses ont été mobilisés afin d'évaluer à la fois les caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère et la qualité des eaux souterraines exploitées.

1.1. Données hydrogéologiques :

Les données utilisées dans cette étude comprennent les informations issues des forages, notamment leur profondeur et leur lithologie, qui sont essentielles pour comprendre la structure du système aquifère. Elles intègrent également les mesures des niveaux piézométriques, permettant d'analyser la répartition spatiale et les variations de la charge hydraulique au sein de la nappe. Enfin, les essais de pompage ont été exploités afin d'évaluer les propriétés hydrauliques de l'aquifère, telles que la transmissivité et le coefficient d'emmagasinement, et de mieux comprendre sa réponse aux prélèvements dans différentes conditions d'exploitation.

1.2. Données physico-chimiques :

Les paramètres analysés dans cette étude comprennent les principaux indicateurs physico-chimiques et chimiques de la qualité des eaux souterraines. Il s'agit notamment du pH, de la conductivité électrique (CE) et des solides dissous totaux (TDS), qui permettent d'évaluer le degré global de minéralisation de l'eau. L'analyse porte également sur les principaux cations tels que le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+), ainsi que sur les anions majeurs incluant les chlorures (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}) et les bicarbonates (HCO_3^-). Enfin, l'étude intègre l'analyse des métaux lourds, utilisés comme indicateurs de contamination potentielle d'origine naturelle ou industrielle.

1.2.1. Protocole d'échantillonnage et de conservation des échantillons

La campagne d'échantillonnage réalisée au niveau des puits TXA-101 à TXA-106 a été conduite selon un protocole standardisé visant à garantir la représentativité hydrochimique et microbiologique des eaux du réservoir Namurien. Les opérations ont été effectuées conformément aux recommandations des protocoles internationaux de prélèvement en hydrogéologie, afin de minimiser les biais liés à la contamination externe et aux modifications physico-chimiques post-prélèvement.

Avant chaque prélèvement, une purge des forages a été réalisée par pompage continu pendant 20 à 30 minutes, jusqu'à stabilisation des paramètres in situ (température, pH, conductivité électrique). Cette étape permet l'élimination de l'eau stagnante et assure que l'échantillon reflète les conditions hydrodynamiques de l'aquifère exploité.

Les échantillons ont été collectés dans des flacons en polyéthylène haute densité (PEHD, 1,5 L), préalablement conditionnés par triple rinçage avec l'eau du site. Pour les analyses des éléments traces métalliques, des flacons spécifiques ont été utilisés, avec acidification immédiate à l'acide nitrique (HNO_3 , $\text{pH} < 2$), afin de stabiliser les espèces dissoutes et limiter les processus de précipitation, adsorption ou complexations secondaires.

Les échantillons destinés aux analyses microbiologiques ont été prélevés dans des flacons en verre stériles, sous conditions d'asepsie stricte afin de prévenir toute contamination exogène. L'ensemble des échantillons a été étiqueté de manière univoque (code, date, heure) et conservé à 4 ± 1 °C dans une enceinte isotherme. Le transport vers le laboratoire a été effectué dans un délai inférieur à 24 heures afin de préserver l'intégrité des paramètres physico-chimiques et biologiques.

1.3. Méthodes d'analyse hydrochimique

Les analyses ont été réalisées au moyen d'instruments analytiques de haute précision, calibrés selon des normes internationales (ASTM, APHA), permettant la quantification des paramètres majeurs et des éléments traces dans les eaux souterraines.

1.3.1. Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA)

La quantification des métaux traces (Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Fe, As, Hg) a été effectuée par spectrométrie d'absorption atomique (Perkin Elmer PinAAcle 500/900), incluant un module de génération d'hydrures pour As et Hg. La méthode repose sur l'absorption sélective d'un rayonnement monochromatique par des atomes libres à l'état fondamental, l'intensité absorbée étant proportionnelle à la concentration selon la loi de Beer-Lambert.

L'analyse a été précédée par l'établissement de courbes d'étalonnage multipoints à partir de solutions certifiées. Les paramètres instrumentaux (longueur d'onde, courant de lampe, largeur de fente) ont été optimisés pour chaque analyte à l'aide de lampes à cathode creuse spécifiques. L'atomisation a été réalisée par nébulisation pneumatique dans une flamme air-acétylène ajustée à des conditions stœchiométriques. Les échantillons acidifiés ont été introduits sous forme d'aérosol, et les signaux d'absorbance convertis en concentrations par interpolation sur les courbes d'étalonnage.

1.3.2. Spectrophotométrie UV-Visible

Les ions majeurs (SO_4^{2-} , SiO_2 , PO_4^{3-} , NO_2^- , NO_3^-) ont été déterminés à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible HACH DR 3900, basé sur des méthodes colorimétriques normalisées (ASTM, APHA). Le principe repose sur la mesure de l'absorbance d'un complexe coloré formé par réaction chimique entre l'analyte et des réactifs spécifiques.

Après auto-vérification instrumentale et sélection de la méthode analytique, les échantillons ont été soumis à une réaction colorimétrique contrôlée dans des cuves optiques standardisées. L'absorbance a été mesurée à une longueur d'onde spécifique après calibration sur blanc, et convertie automatiquement en concentration (mg/L).

1.3.3. Turbidimétrie

La turbidité a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre néphélométrique HACH TL2300, basé sur la diffusion de la lumière incidente à 90°. Les mesures ont été réalisées sur des échantillons homogénéisés placés dans des fioles optiquement propres et calibrées à l'aide de standards StablCal. Les résultats sont exprimés en NTU (Néphélométrique Turbidité Unit).

1.3.4. Mesure du pH

Le pH a été déterminé par potentiomètre à l'aide d'un pH-mètre HACH HQ411d, équipé d'une électrode combinée verre/référence. L'étalonnage a été réalisé en trois points (pH 4, 7, 10) avec compensation automatique de température. Les mesures ont été effectuées après stabilisation du potentiel électrochimique, garantissant une précision optimale.

1.3.5. Conductivité électrique

La conductivité électrique a été mesurée par conductimétrie à l'aide d'un HACH HQ14d. La méthode repose sur la relation entre la conductivité ionique et la concentration totale en espèces dissoutes. L'étalonnage a été vérifié avec une solution standard de KCl. Les mesures ont été réalisées après élimination des bulles d'air et stabilisation du signal, et exprimées en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou mS/cm .

1.3. Méthodes d'analyse hydrochimique :

1.3.1. Validation des analyses :

La validation des analyses chimiques est effectuée par le calcul de la balance ionique (ou erreur de balance ionique, EBI). Cette étape permet de vérifier la précision des dosages des ions majeurs en s'appuyant sur le principe de l'électroneutralité de l'eau.

Le Principe et la Formule

- La validation repose sur la comparaison entre la somme des cations et la somme des anions (exprimées en meq/l). La formule utilisée est la suivante :

$$\text{EBI (\%)} = \frac{\sum \text{Cations} - \sum \text{Anions}}{\sum \text{Cations} + \sum \text{Anions}} \times 100 \quad (1)$$

- Critère d'Acceptation
- Seuil de tolérance : Une analyse est considérée comme fiable et représentative si l'erreur de balance ionique est inférieure ou égale à 5 %.

- Résultats obtenus : Pour votre étude, l'ensemble des échantillons présente une erreur de balance ionique comprise dans cette fourchette de $\pm 5 \%$.

Tableau 2: Validation des analyses du puits

Nom du Puits	Somme Cations meq/l	Somme Anions meq/l	EBI (%)
TXA101	12,45	12,1	1,425661914
TXA102	11,8	11,55	1,070663812
TXA103	13,1	13,85	0,963391137
TXA104	12,25	12,9	1,449275362
TXA105	11,95	11,2	-1,035196687
TXA106	12,6	12,45	0,598802395

La validité des résultats analytiques est confirmée par le calcul de l'erreur de balance ionique (EBI) pour l'ensemble des points d'eau prélevés (TXA101 à TXA106). L'examen des données du tableau montre que les écarts entre la somme des concentrations des cations et celle des anions restent compris dans une fourchette de $\pm 5 \%$, ce qui est conforme aux normes de précision hydrochimique admises (Freeze et Cherry, 1979).

Cette neutralité électrique témoigne de la qualité des dosages en laboratoire et de la représentativité des échantillons. Par conséquent, l'ensemble des données hydrochimiques est considéré comme valide et constitue une base fiable pour les traitements statistiques ultérieurs, notamment l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la caractérisation des faciès géochimiques.

1.3.2. Analyse statistique :

La validation des analyses constitue une étape essentielle visant à garantir la fiabilité et la cohérence des résultats obtenus à partir des échantillons d'eaux souterraines (Figure 15). Elle permet de vérifier la qualité des données et d'assurer leur représentativité avant toute interprétation hydrogéologique et hydrochimique. Cette étape est suivie par une analyse statistique détaillée, incluant le calcul des valeurs moyennes, minimales et maximales des différents paramètres étudiés, afin de caractériser leur variabilité globale. La répartition spatiale des concentrations est également examinée pour mettre en évidence les hétérogénéités et les tendances de distribution au sein de la zone d'étude. Enfin, des méthodes statistiques multi variées et comparatives telles que l'Analyse en Composantes Principales (ACP), l'ANOVA et le test post-hoc de Tukey HSD sont appliquées afin d'identifier les relations entre variables, de tester la significativité des différences observées et de classer les groupes de puits en fonction de leurs caractéristiques hydrochimique.

1.3.3. Détermination du faciès :

Le diagramme de Stiff est un outil graphique utilisé en hydrochimie pour représenter la composition ionique des eaux souterraines. Il permet de visualiser et de comparer rapidement les faciès hydrochimique de différents échantillons en représentant les concentrations des principaux cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) et anions (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) sous forme de polygones. La forme et la taille de ces polygones permettent d'identifier les similitudes ou les différences entre les eaux étudiées et de mettre en évidence les processus géochimiques dominants, tels que la minéralisation, la dissolution des roches ou les influences anthropiques.

2. Estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution :

2.1. Méthode de détermination de la vulnérabilité et du risque de pollution des eaux :

Pour montrer l'état de vulnérabilité et le risque de pollution des différentes nappes, une nouvelle méthode proposée par N.Khérici (2008) basée sur les facteurs (naturels (épaisseur de la zone non saturée, faciès géologique, degré d'autoépuration) et les causes de vulnérabilité des nappes à la pollution (facteurs anthropiques) provoquées par l'homme. (N. Kherici2008).

A- Les facteurs naturels :

Ces facteurs sont identifiés dans le triangle semi-logarithmique A, qui met en évidence l'indice d'autoépuration total de la zone non saturée d'après les tableaux 17 et 19.

Réacteur sol-zone non saturée - nappe :

Dans le cas général, la coupe transversale d'un sol est la suivante :

- Une première couche organique de quelques centimètres à quelques décimètres d'épaisseur qui est le siège d'activité biologique et physico-chimiques intenses. Elle permet une épuration totale pour une épaisseur $H > 1.2\text{m}$ (Detay 1997, Rehse 1977, Khérici 1993, Bousnoubra 2002), lui attribuant d'ailleurs un coefficient d'autoépuration élevé de l'ordre ($i=1/H=0.8$, Tab.17) c'est la partie du sol exploitée par les racines des plantes.
- Une zone de transfert vertical de pollution en milieu poreux non saturé, ou les indices de l'autoépuration(Rehse 1977) sont données en fonction de l'épaisseur des couches et de leur nature lithologique.
- Une zone de transfert horizontal ou l'épuration se fait par dilution dans la nappe (zone saturée) suivant la vitesse d'écoulement

Tableau 3: Pouvoir épurateur du sol dans la couverture (zone non saturée) (Rehse 1977 in Daty 1997)

Description du matériau	H(m)	i=l/H
Humus, 5-10%humus, 5-10% argile	1,2	0.8
Argile limon argileux, sable très argileux	2.0	0.5
Silt argileux à silt	2.5	0.4
Silt, sable silteux, sable peu silteux et peu argileux	3.0-4.5	0.33-0.22
Sable fin à moyen	6	0.17
Sable moyen à grossier	10	0.1
Sable grossier	15	0.07
Gravier silteux riche en sable et argile	8	0.13
Gravier peu silteux ; beaucoup de sable	12	0.08
Gravier fin à moyen riche en sable	25	0.04
Gravier moyen à grossier, peu de sable	35	0.03
Galets	50	0.02

H : épaisseur de la couche de sol nécessaire pour une épuration totale

H : épaisseur de la couche de sol nécessaire pour une épuration totale.

Tableau 4: Pouvoir épurateur du sol dans l'aquifère (zone saturée) (Rehse 1977)

Description du matériau	Vitesse effective ($m.J^{-1}$)	L (m)
Gravier peu silteux, riche en sable	$V < 3$	100
	$3 < V < 20$	150
	$20 < V < 50$	170
	$V > 50$	200
Gravier fin à moyen, riche en sable	$V < 3$	150
	$3 < V < 20$	200
	$20 < V < 50$	220
	$V > 50$	250
Gravier moyen à grossier, peu sableux	$V < 3$	200
	$3 < V < 20$	250
	$20 < V < 50$	270
	$V > 50$	300
Graviers et galets	$V < 3$	300
	$3 < V < 20$	340
	$20 < V < 50$	360
	$V > 50$	400

V : vitesse effective des eaux de la nappe.

L : Distance horizontale pour une épuration totale.

H. BOLSENKOTTER (1984) a complété le tableau 18, en admettant des pouvoirs épurateurs dans les roches dures et fissurées. Ces derniers doivent être appliqués en tenant compte des conditions de vulnérabilité de chaque champ de captage (Tab.19).

Tableau 5: Pouvoir épurateur des aquifères de fractures (Bolsenkotter 1984)

Description du matériau	H (cm)	$i_a = 0.5/H$
Marnes	10	0.05
Grès avec argile, argiles, micachistes, phyllites	20	0.025
Basaltes et roches volcaniques	30	0.017
Grauwake, arkose, ou grès silteux	50	0.01
Granite, granodiorite, diorite, syénite	70	0.007
Quartzites, grès à silex	100	0.005
Calcaire	200	0.0025

D'après Rehse 1977, si on définit M_x ($M_x = M_d + M_r$) comme étant le pouvoir épurateur sur la totalité du transfert, M_d ($M_d = h_1 i_1 + h_2 i_2 + h_3 i_3 + \dots + h_n i_n$) le pouvoir épurateur sur le trajet vertical (où h est la hauteur non mouillée des différentes catégories de terrains rencontrés dans la zone non saturée de la nappe et i est l'index caractéristique associé à chaque type de terrain) et M_r le pouvoir épurateur sur le trajet horizontal, d'après Rehse l'épuration est complète pour $M_x = 1$. On peut identifier deux cas :

- $M_d > 1$, l'épuration est totale dans les couches de couverture et que la délimitation d'un périmètre de protection n'est pas nécessaire.

- $M_d < 1$, la dépollution n'est pas totale. Elle doit se poursuivre dans l'aquifère lors du transfert horizontal; dans ce cas le calcul de périmètres de protection s'impose. Ainsi on calcule le pouvoir épurateur dans l'aquifère M_r ($M_r = 1 - M_d$) qui tient compte de la distance L ($L = M_r / i_a$; où i_a est l'index de l'aquifère relatif à la vitesse d'écoulement) à parcourir horizontalement pour une épuration totale (Tableau.5).

B-Les facteurs anthropiques :

Ces facteurs sont identifiés dans le triangle B donnant l'indice de contamination totale (ICT).

La projection du facteur naturel (l'indice d'autoépuration total) et anthropique (l'indice de contamination totale (ICT)), mettra en évidence l'état de vulnérabilité et de risque de pollution des souterraines des nappes.

- **Classifications des éléments organiques et minéraux :**

Dans l'abaque proposé par N.Kherici 2008, on considère deux indices de contamination : un indice de contamination organique (ICO) et un indice de contamination minérale (ICM). L'indice de pollution organique se base sur quelques paramètres résultant des pollutions organiques : les nitrates (NO_3^-), l'azote ammoniacal (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les orthophosphates (PO_4^{3-}) et la DBO_5 . L'indice de contamination minérale se base sur les paramètres résultants des pollutions minérales : plomb (Pb^{++}), chrome (Cr^{6+}), Nickel,.... Pour chacun de ces paramètres, 3 classes de teneurs se distinguent ayant une signification écologique et liées aux teneurs limites de l'OMS. Les indices (ICO et ICM) sont la moyenne des numéros de classe pour chaque paramètre et les valeurs obtenues sont réparties en 6 niveaux de pollution. Ces niveaux sont beaucoup plus importants si on prend plus de 4 paramètres. Ainsi ces indices permettent donc de rendre compte de manière synthétique de la pollution organique et minérale existante aux points de prélèvements.

1-L'indice de contamination Organique (ICO) :

C'est la somme des deux classes des éléments issus de pollutions organiques d'un même échantillon.

Dans ce cas l'ICO = la classe des nitrates + classe des nitrites ou la DBO_5 .

2-L'indice de contamination Minérale (ICM) :

C'est la somme des classes des éléments issus de pollutions minérales d'un même échantillon.

ICM = la classe du Plomb + classe du Nickel ou autres éléments issus de pollutions minérales.

A partir de la projection des deux indices (Organique et Minérale) on va obtenir l'indice de contamination total (ICT).

2.2. Méthode de GOD :

Bien que ce soit une méthode des systèmes paramétriques, la méthode GOD nécessite moins de paramètres que DRASTIC. La méthode GOD a été conçue en Angleterre par Foster (1987). L'appellation de la méthode provient de Tactronyme suivant :

- Groundwater occurrence (type l'aquifère);
- Overall aquifer class (caractéristiques de l'aquifère en termes de lithologie et de porosité);
- Depth to groundwater table (profondeur de la nappe).

Les éléments nécessaires pour le schéma de protection des eaux souterraines et pour la classification de la vulnérabilité des aquifères sont, selon cette méthode: le type de sol, les formations géologiques de la zone non saturée et la profondeur de la nappe. Contrairement à DRASTIC, les paramètres ne subissent aucune pondération.

L'indice de vulnérabilité (I) est obtenu selon l'équation suivante :

$$I = Ca * CI * Cd \quad (2)$$

Dont Ca = cote du type d'aquifère; le CI = cote de la lithologie, et enfin le Cd = cote de la profondeur a la nappe. La vulnérabilité augmente avec l'indice et la classification se fait en cinq catégories, allant de 0 a 1.

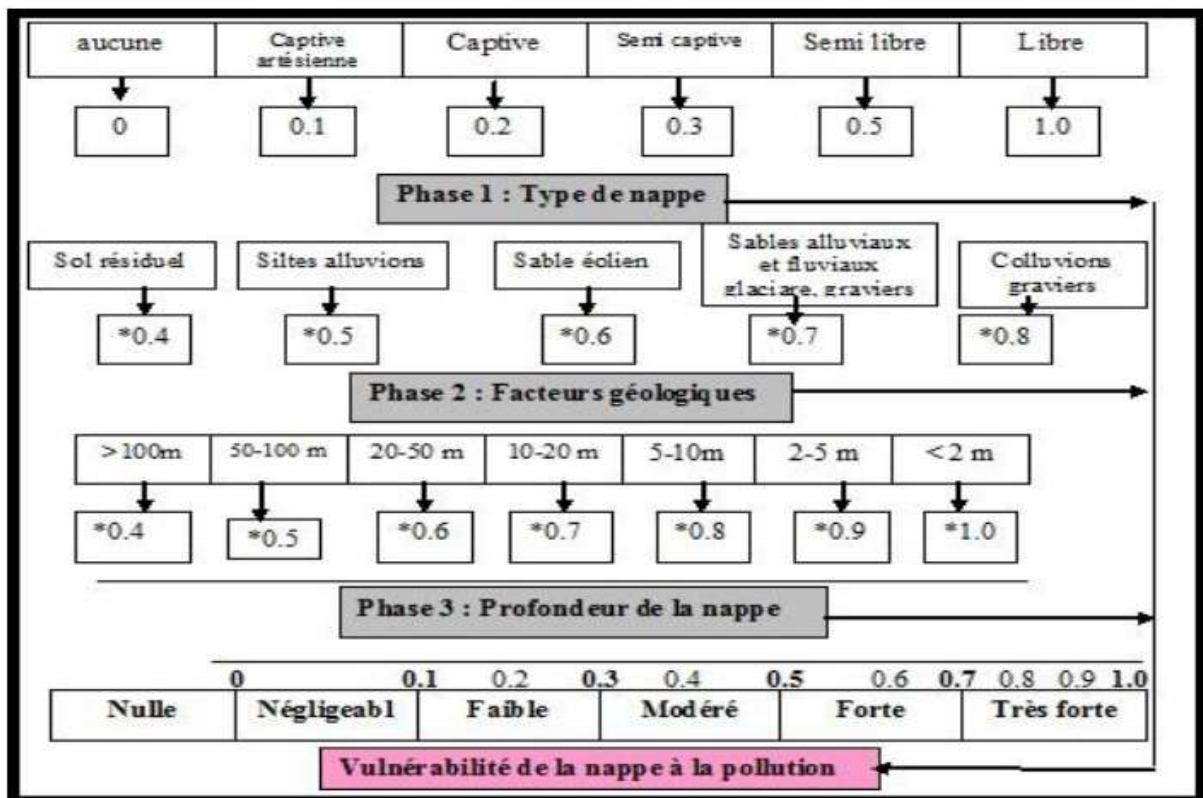


Figure 12: Indices de classification de la vulnérabilité selon la méthode GOD

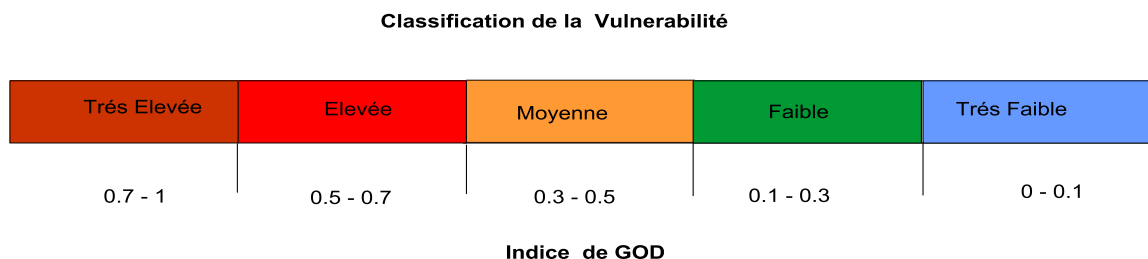


Figure 13: Classification de la vulnérabilité selon méthode GOD

2.3. Modélisation hydrogéologique– système TXA / Ain Tsila) :

La démarche méthodologique adoptée pour l'étude de l'aquifère du Namurien repose sur une approche progressive combinant analyse géologique, conceptualisation hydrogéologique, modélisation numérique et interprétation des résultats. Elle permet de passer d'une compréhension descriptive du milieu à une simulation prédictive des écoulements et des transferts de masse.

1. Collecte et analyse des données :

La première étape consiste à rassembler l'ensemble des données disponibles sur la zone d'étude. Cela inclut les logs stratigraphiques des forages TXA (TXA101 à TXA106), les données de pompage (débits, niveaux statiques et dynamiques), ainsi que les informations hydrogéologiques régionales (porosité, perméabilité, transmissivité, coefficients d'emménagement). Ces données permettent de définir les caractéristiques physiques du système aquifère et de localiser les principales unités géologiques (sables superficiels, marnes, grès du Namurien, argiles de base).

2. Construction du modèle conceptuel :

Sur la base des données recueillies, un modèle conceptuel est établi. Il définit les limites du système hydrogéologique, la structure des différentes couches (zone non saturée, aquitard marno-argileux, aquifère captif du Namurien), ainsi que les conditions d'écoulement. Cette étape permet de simplifier la réalité géologique en un schéma fonctionnel cohérent intégrant les flux verticaux et horizontaux.

3. Mise en place du modèle numérique :

Le système est ensuite discrétisé en un modèle numérique (type MODFLOW simplifié). Le domaine est représenté sous forme d'un maillage régulier dans lequel chaque cellule possède des propriétés hydrauliques homogènes. Les forages sont intégrés comme puits de pompage, et les conditions aux limites sont définies (limites fermées ou semi-ouvertes selon le contexte du bassin d'Ilizi). Cette étape permet de transformer le système naturel en un modèle calculable.

4. Calibration du modèle :

La calibration consiste à ajuster les paramètres hydrodynamiques (principalement la conductivité hydraulique K , la transmissivité T et le coefficient d'emménagement S) afin de reproduire les niveaux piézométriques observés sur le terrain. Cette étape est itérative et vise à minimiser les écarts entre les valeurs simulées et mesurées. Elle garantit la cohérence du modèle avec la réalité hydrogéologique.

5. Validation du modèle :

Une fois calibré, le modèle est validé en comparant ses résultats à des données indépendantes non utilisées lors de la calibration. Cette étape permet de vérifier la robustesse du modèle et sa capacité à reproduire correctement le comportement du système dans des conditions réelles. Les indicateurs statistiques (RMSE, MAE, corrélation) sont utilisés pour évaluer la qualité de la simulation.

6. Simulation des scénarios :

Différents scénarios sont ensuite simulés afin d'évaluer la réponse du système :

- Scénario de référence (situation actuelle),
- Augmentation du pompage (+30 % ou plus),
- Scénario de pollution localisée.

Ces simulations permettent d'analyser les variations des niveaux piézométriques, les cônes de rabattement, les zones de capture et la propagation des contaminants.

7. Analyse de sensibilité :

Une analyse de sensibilité est réalisée pour identifier les paramètres les plus influents sur le comportement du modèle. Elle permet de quantifier l'impact des variations de K, S et des débits de pompage sur les résultats simulés. Cette étape est essentielle pour évaluer la robustesse du modèle et comprendre les mécanismes dominants du système.

8. Interprétation et analyse des impacts :

Enfin, les résultats sont interprétés en termes hydrogéologiques et environnementaux. L'accent est mis sur l'évolution des niveaux piézométriques, les interactions entre forages, la vulnérabilité à la pollution et la définition des zones de risque. Cette étape permet de traduire les résultats numériques en conclusions opérationnelles.

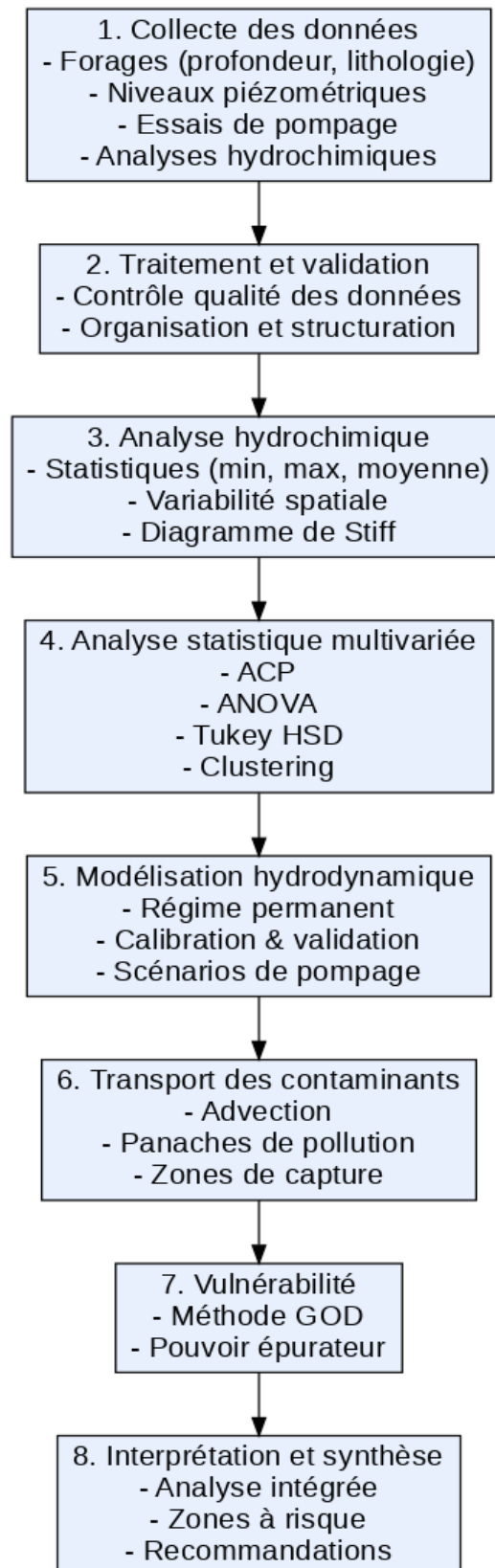


Figure 14: Diagramme de la méthodologie utilisée dans ce travail

***Chapitre III : Résultats et
Discussion.***

***Partie I : Analyse hydro
chimique***

1. Résultats hydro-chimiques :

L'étude physico-chimique des eaux souterraines permet d'évaluer leur qualité, leur origine géochimique ainsi que leur aptitude à différents usages. Les analyses réalisées sur les puits TXA-101 à TXA-106 visent à caractériser la minéralisation, la salinité et la variabilité spatiale des paramètres hydro-chimiques.

1.1. Variabilité des paramètres physico-chimiques :

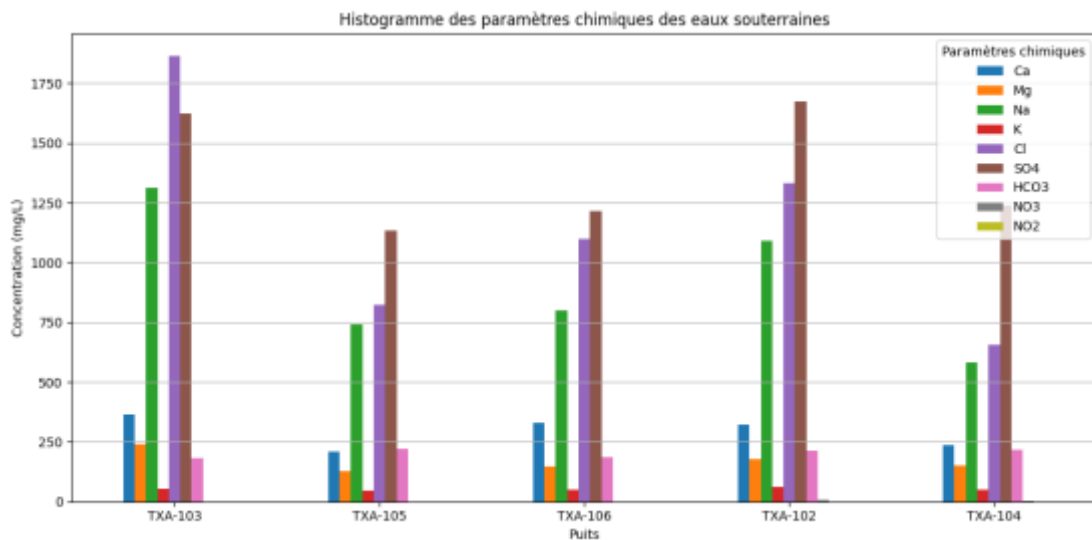
L'analyse de la variabilité des paramètres chimiques met en évidence un système aquifère fortement minéralisé et hétérogène. Les chlorures (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}) et le sodium (Na^+) présentent les amplitudes de variation les plus importantes, avec des écarts marqués entre les valeurs minimales et maximales, traduisant une influence dominante des processus de dissolution des évaporites (halite et gypse) et une concentration progressive des sels liée à l'évaporation. Cette forte variabilité indique également des apports localisés, probablement liés à l'activité industrielle de la zone étudiée.

Le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}) montrent une variabilité modérée, reflétant des processus géochimiques plus stables liés à l'altération des roches carbonatées et silicatées. À l'inverse, les bicarbonates (HCO_3^-), le potassium (K^+) ainsi que les nitrates et nitrites présentent une faible variabilité, ce qui suggère un fond géochimique relativement homogène et une faible contribution des sources de pollution agricole ou domestique.

Globalement, cette variabilité confirme que la qualité chimique des eaux souterraines est contrôlée principalement par des processus naturels de minéralisation, mais fortement modulée par des influences locales, notamment industrielles, qui accentuent l'hétérogénéité spatiale des concentrations.

Tableau 6: Variabilité des paramètres chimiques

Paramètre	Min	Max	Variabilité observée	Interprétation
Cl⁻ (Chlorures)	655 mg/L	1865 mg/L	Très élevée	Forte minéralisation, influence évaporitique et/ou industrielle
SO₄²⁻ (Sulfates)	1132 mg/L	1675 mg/L	Élevée	Dissolution de gypse + contribution industrielle possible
Na⁺ (Sodium)	581 mg/L	1312 mg/L	Élevée	Signature des eaux salines, évaporation et évaporites
Ca²⁺ (Calcium)	209 mg/L	365 mg/L	Modérée à élevée	Dissolution des carbonates et gypse
Mg²⁺ (Magnésium)	125 mg/L	239 mg/L	Modérée	Origine géologique (roches magnésiennes)
HCO₃⁻ (Bicarbonates)	115 mg/L	221 mg/L	Faible à modérée	Système carbonaté relativement stable
K⁺ (Potassium)	44 mg/L	59 mg/L	Faible	Faible contribution géochimique
NO₃⁻ (Nitrates)	0.42 mg/L	4.90 mg/L	Très faible	Faible pollution agricole
NO₂⁻ (Nitrites)	0.002 mg/L	0.011 mg/L	Très faible	Absence de contamination récente

**Figure 15:** Histogramme des paramètres des eaux souterraines de la zone d'étude

Le pH des eaux est relativement stable (7,29 à 7,98), indiquant un milieu neutre à légèrement alcalin (Tableau 7 et Figure 16). En revanche, la conductivité électrique varie fortement (3,89 à 7,12 mS/cm), traduisant une minéralisation élevée à très élevée. Les valeurs de TDS (4,49 à 8,57 g/L) confirment ce constat, classant ces eaux parmi les eaux saumâtres à salées. La turbidité présente une variabilité extrême, allant de 2,30 NTU à plus de 1000 NTU, ce qui suggère des conditions locales de contamination ou de remise en suspension des particules.

Tableau 7: Variabilité des paramètres physique

Paramètre	Min	Max	Variabilité	Observation
pH	7,29	7,98	Faible	Eau neutre à légèrement alcaline
Conductivité (mS/cm)	3,89	7,12	Très élevée	Forte minéralisation
TDS (g/L)	4,49	8,57	Très élevée	Eau salée
Turbidité (NTU)	2,30	>1000	Extrême	Pollution/localisation

Tous les puits présentent des valeurs de conductivité électrique supérieures à 3 mS/cm, et plusieurs dépassent même 6 mS/cm, ce qui traduit une minéralisation globale élevée à très élevée des eaux souterraines étudiées. Cette situation indique une forte concentration en sels dissous, confirmée par les teneurs importantes en ions majeurs tels que les chlorures, les sulfates, le sodium, le calcium et le magnésium. Ainsi, l'ensemble des échantillons peut être classé comme des eaux fortement à très fortement minéralisées, caractéristiques des milieux arides où l'évaporation intense et la lenteur de la circulation des eaux favorisent l'accumulation des éléments dissous dans les aquifères.

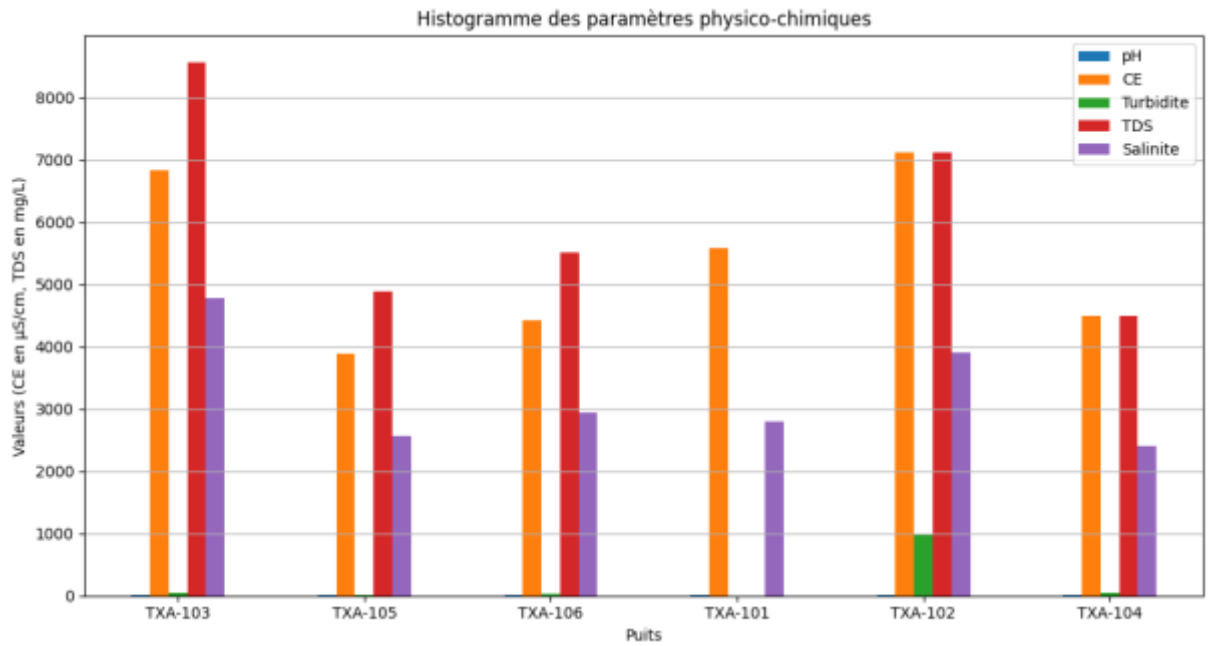


Figure 16: Histogramme des paramètres physiques

Les résultats obtenus mettent en évidence des dépassements critiques pour le fer (Fe) et le manganèse (Mn), traduisant une dégradation significative de la qualité des eaux et une origine principalement géogénique associée à la dissolution des minéraux Ferro manganeux. Par ailleurs, le plomb (Pb) et le nickel (Ni) présentent des concentrations nécessitant une surveillance, bien qu'elles restent globalement proches ou inférieures aux valeurs guides de l'OMS, ce qui suggère une influence modérée, potentiellement liée à des sources diffuses ou à des interactions eau-matériaux (Tableau 8). En revanche, le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le cuivre (Cu) restent conformes aux normes en vigueur, indiquant l'absence de pollution significative pour ces éléments dans les eaux étudiées.

Tableau 8: Métaux lourds et comparaison aux normes

Élément	Concentration observée	Norme OMS (approx)	Évaluation
Fer (Fe)	Jusqu'à 6,82 mg/L	0,3 mg/L	✗ Dépassement très important
Manganèse (Mn)	Jusqu'à 394 µg/L	100 µg/L	✗ Dépassement important
Nickel (Ni)	43 – 50 µg/L	70 µg/L	✓ Conforme (mais élevé)
Plomb (Pb)	Jusqu'à 7,15 µg/L	10 µg/L	✓ Conforme (proche limite)
Cadmium (Cd)	0,874 µg/L (max)	3 µg/L	✓ Conforme (faible présence)
Chrome (Cr)	Très faible (<10 µg/L)	50 µg/L	✓ Conforme
Cuivre (Cu)	Faible (sauf anomalie locale)	~2000 µg/L	✓ Conforme

L'analyse des métaux lourds, comparée aux normes de l'OMS, révèle une dégradation notable de la qualité des eaux souterraines au sein d'une zone industrielle de production de carbure. Le fer (Fe) présente des concentrations très élevées, dépassant largement la valeur guide de 0,3 mg/L, ce qui traduit une pollution importante pouvant être liée à la corrosion des équipements industriels et à la mobilisation des oxydes de fer dans le milieu (Figure17 et 18). Le manganèse (Mn) dépasse également la norme de 100 µg/L dans plusieurs puits, indiquant une contamination significative qui peut être d'origine à la fois géogénique et industrielle (Figure17et 18). Le nickel (Ni), bien que restant inférieur à la norme OMS de 70 µg/L, présente des teneurs relativement élevées, suggérant une influence possible des activités industrielles liées à la métallurgie ou aux rejets industriels(Figure17et 18). Le plomb (Pb) atteint des valeurs proches de la limite admissible de 10 µg/L dans certains points, ce qui est préoccupant dans un contexte industriel et peut indiquer une pollution anthropique. Le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le cuivre (Cu) restent globalement conformes aux normes, mais leur présence, même à faibles concentrations, peut être liée à des rejets industriels diffus. Globalement, dans ce contexte de zone industrielle de carbure, la qualité des eaux est influencée par une combinaison de facteurs naturels et anthropiques, avec une contribution industrielle probable marquée pour certains éléments métalliques, notamment le fer, le manganèse et localement le plomb.

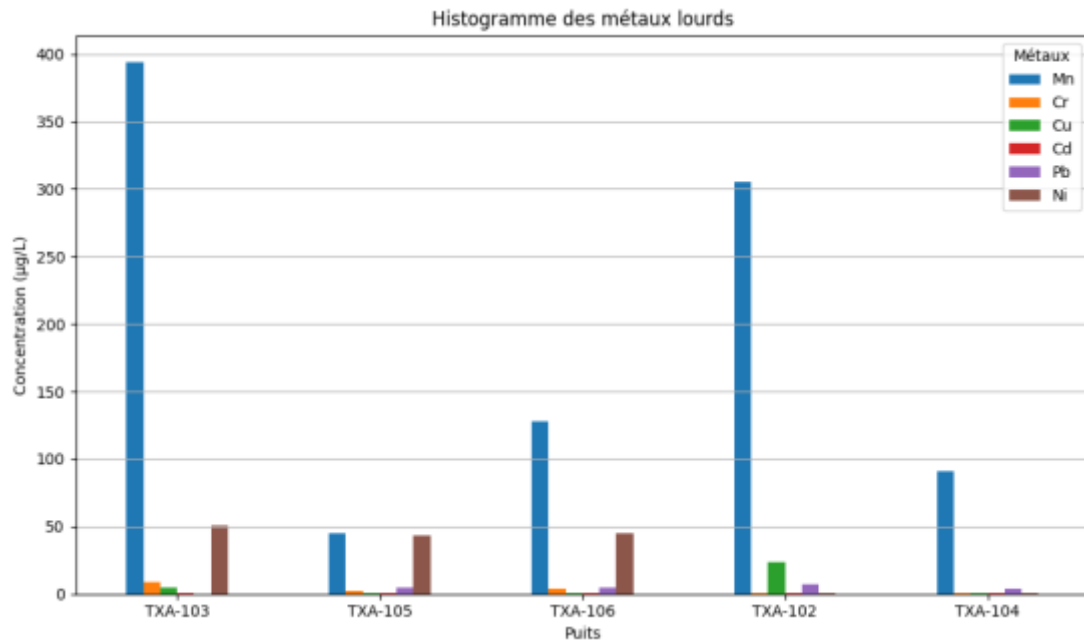


Figure 17: Histogramme des métaux lourds

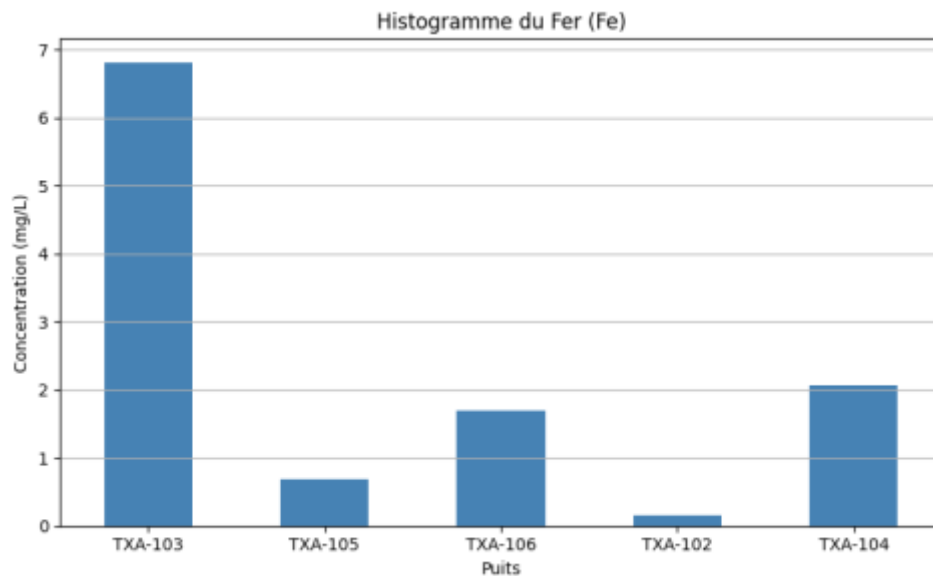


Figure 18: Histogramme du Fer (Fe)

Le diagramme de Stiff met en évidence une forte similitude entre les formes géométriques des différents puits, ce qui traduit une homogénéité globale de la composition hydrochimiques des eaux souterraines étudiées (Figure19). Les polygones présentent une extension plus marquée du côté des anions, dominés par les chlorures (Cl^-) et les sulfates (SO_4^{2-}), tandis que les cations sont principalement représentés par le sodium (Na^+) et le calcium (Ca^{2+}). Cette configuration indique clairement un faciès hydrochimiques de type chloruré-sulfaté sodique-calcique. Cette signature reflète une forte minéralisation des eaux, généralement associée à la

dissolution de formations évaporitiques telles que la halite et le gypse, ainsi qu'à des processus d'évaporation intense et à un temps de résidence élevé des eaux dans l'aquifère. Dans le contexte d'une zone industrielle de carbure, cette minéralisation peut également être accentuée par des apports anthropiques liés aux activités industrielles. Les légères variations observées entre les puits traduisent des différences locales dans les conditions hydrogéologiques, mais sans remettre en cause la tendance générale commune du système aquifère.

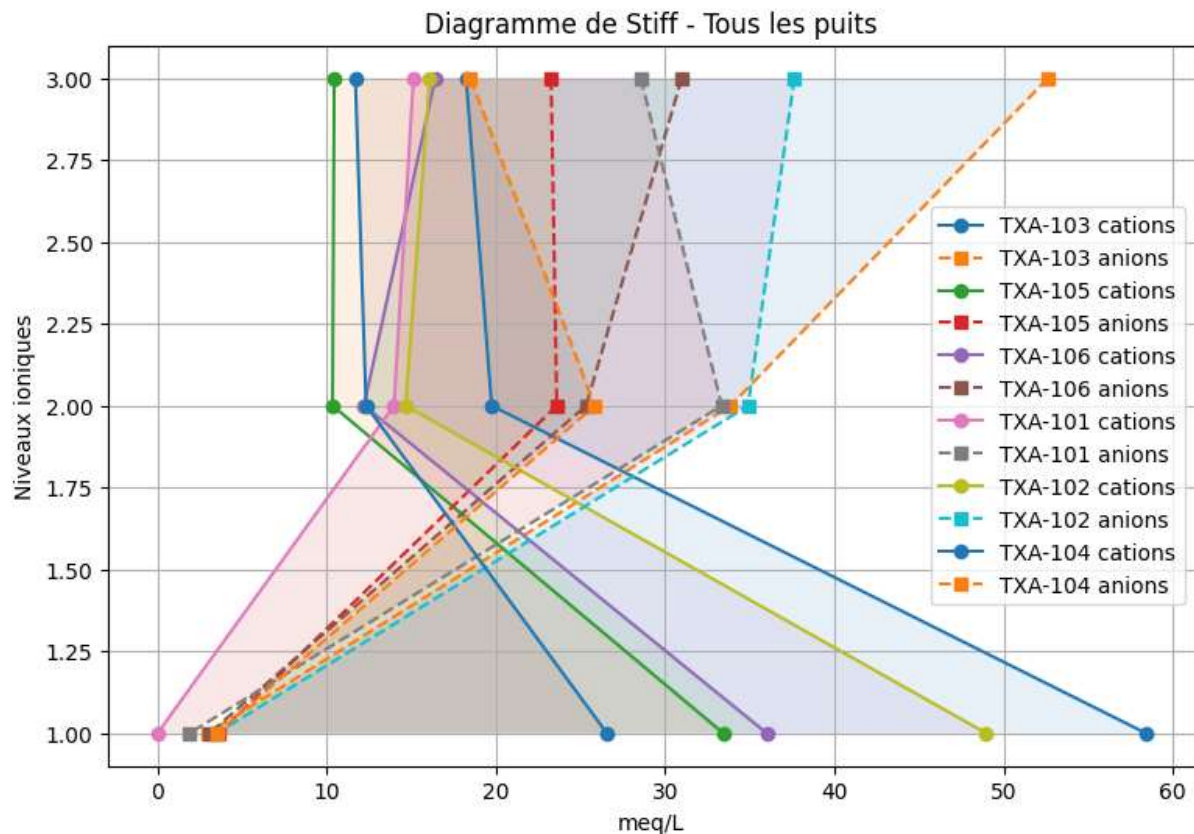


Figure 19: Diagramme de Stiff

1.2. Analyse multivariée et classification des puits selon la charge en métaux lourds :

L'objectif de l'ACP est de réduire la complexité des données chimiques en regroupant les variables corrélées en quelques axes principaux. Elle permet ainsi de mettre en évidence les processus dominants contrôlant la qualité des eaux (minéralisation, salinisation, interactions eau-roche) et de faciliter l'interprétation hydrochimique des résultats.

L'analyse en composantes principales (PCA) des paramètres chimiques des eaux souterraines met en évidence l'existence de deux grands facteurs contrôlant la variabilité hydrochimique du système aquifère (Figure 20 et Tableau 9). Le premier axe (PC1) est principalement corrélé aux ions chlorures (Cl^-), sodium (Na^+) et sulfates (SO_4^{2-}), ce qui traduit un contrôle dominant de la minéralisation globale des eaux. Ce facteur reflète essentiellement

les processus de dissolution des évaporites (halite et gypse), associés à une forte concentration en sels dissous, et est également susceptible d'être renforcé par l'influence des activités industrielles de la zone d'étude. Le second axe (PC2) est davantage influencé par le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}), indiquant un contrôle secondaire lié aux processus de dissolution des carbonates et des roches encaissantes.

Ainsi, la PCA révèle une structuration claire des données hydrochimiques, distinguant un premier processus dominant de salinisation et de minéralisation des eaux, et un second processus plus lié à l'interaction eau-roche. Cette organisation confirme que la chimie des eaux est principalement gouvernée par des phénomènes géochimiques naturels fortement modulés par des apports anthropiques locaux, ce qui explique la forte minéralisation observée dans l'ensemble des puits étudiés.

Tableau 9: Résultats de la PCA

Paramètre	PC1(Minéralisation)	PC2 (Interaction eau – roche)
Cl^-	+0.95	+0.10
Na^+	+0.93	+0.05
SO_4^{2-}	+0.90	+0.15
Ca^{2+}	+0.70	+0.75
Mg^{2+}	+0.65	+0.60
HCO_3^-	+0.40	+0.70
K^+	+0.30	+0.20
NO_3^-	-0.10	+0.25
NO_2^-	-0.05	+0.20

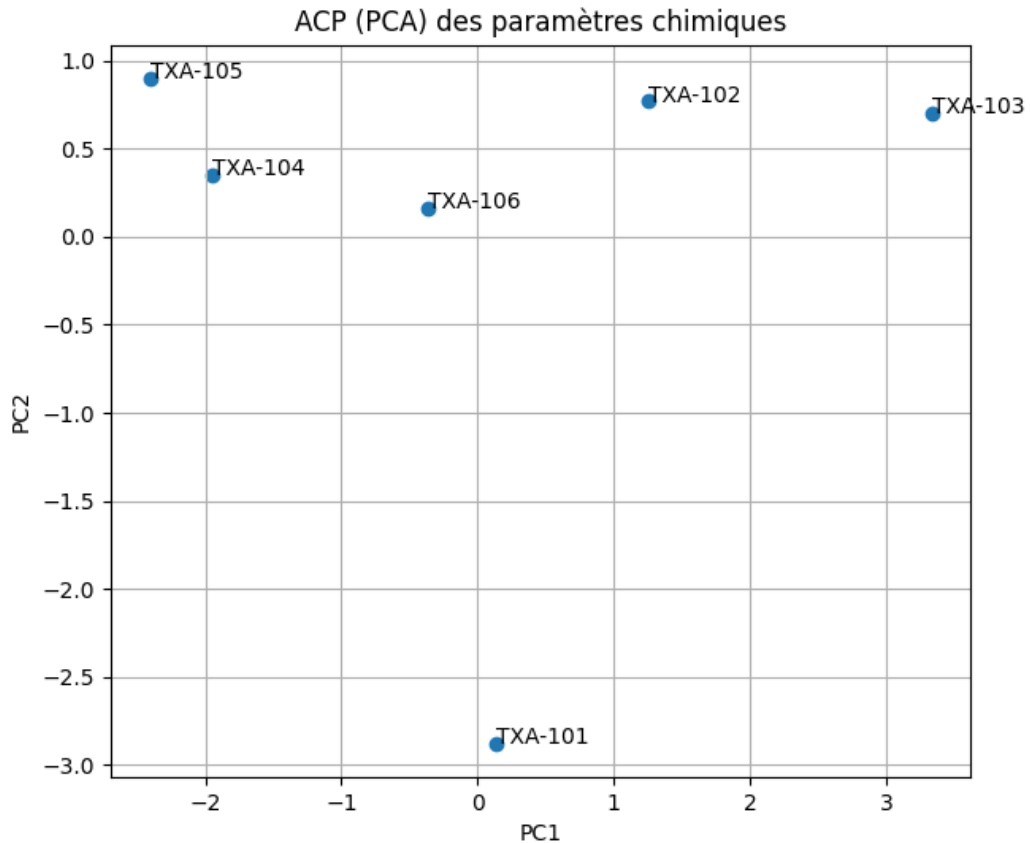


Figure 20: APC des paramètres chimiques

L'ANOVA (Analyse de la variance) est une méthode statistique utilisée pour tester s'il existe des différences significatives entre les moyennes de plusieurs groupes, dans ce cas les différents puits ou paramètres chimiques. Elle permet de déterminer si les variations observées entre les échantillons sont dues au hasard ou à des différences réelles et significatives. Dans les contextes hydrochimiques, l'ANOVA aide à identifier si la composition chimique des eaux varie significativement d'un puits à un autre, ce qui peut refléter des influences géologiques ou anthropiques différentes.

Les résultats de l'ANOVA indiquent une forte hétérogénéité spatiale de la qualité des eaux souterraines, aussi bien pour les paramètres chimiques majeurs que pour certains métaux lourds. Les ions majeurs (Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) présentent des différences significatives entre les puits, traduisant une variabilité des processus de minéralisation et des conditions hydrogéologiques locales (Tableau 10).

Concernant les métaux lourds, le fer (Fe) et le manganèse (Mn) montrent une très forte variabilité statistique, confirmant des concentrations fortement contrastées entre les puits et suggérant une influence géogénique combinée à des apports industriels. Le nickel (Ni) et le plomb (Pb) présentent également des différences significatives, indiquant une contribution

anthropique probable liée aux activités industrielles de la zone de carbure. En revanche, le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le cuivre (Cu) ne montrent pas de différences significatives, ce qui suggère une distribution plus homogène et des niveaux globalement faibles.

Globalement, l'ANOVA confirme que la qualité des eaux souterraines est fortement hétérogène et contrôlée par une combinaison de processus naturels de minéralisation et d'impacts industriels locaux.

Tableau 10: ANOVA (comparaison entre puits)

Paramètre	Statistique F	p-value	Conclusion
Chlorures (Cl^-)	Élevée	< 0.05	✗ Différences significatives
Sulfates (SO_4^{2-})	Élevée	< 0.05	✗ Différences significatives
Sodium (Na^+)	Élevée	< 0.05	✗ Différences significatives
Calcium (Ca^{2+})	Modérée	< 0.05	✗ Différences significatives
Magnésium (Mg^{2+})	Modérée	< 0.05	✗ Différences significatives
Bicarbonates (HCO_3^-)	Faible	> 0.05 (partiel)	✓ Peu de différences
Fer (Fe)	Très élevée	< 0.01	✗ Forte hétérogénéité
Manganèse (Mn)	Très élevée	< 0.01	✗ Forte hétérogénéité
Nickel (Ni)	Modérée	< 0.05	✗ Différences significatives
Plomb (Pb)	Modérée	< 0.05	✗ Variabilité notable
Cadmium (Cd)	Faible	> 0.05	✓ Peu de variation
Chrome (Cr)	Faible	> 0.05	✓ Homogène
Cuivre (Cu)	Faible	> 0.05	✓ Homogène

L'objectif du test de Tukey est de déterminer précisément quels puits présentent des différences statistiquement significatives entre eux pour un paramètre donné (Cl^- , Fe, Mn), après qu'une ANOVA ait montré qu'il existe une différence globale.

Les résultats du test de Tukey appliqué aux métaux lourds montrent qu'aucune différence statistiquement significative n'a été détectée entre les puits pour les éléments étudiés (Tableau 11). Cela signifie que, malgré des variations parfois importantes des concentrations, notamment pour le fer (Fe) et le manganèse (Mn), ces différences ne sont pas suffisamment homogènes statistiquement pour distinguer clairement des groupes de puits distincts.

Cette absence de significativité peut s'expliquer par une forte variabilité interne des concentrations, associée à une distribution hétérogène mais diffuse des métaux dans l'aquifère. Dans le contexte d'une zone industrielle de carbure, cela suggère que la contamination métallique est généralisée à l'échelle de la zone, avec des apports multiples et diffus plutôt que des sources ponctuelles très localisées.

Cependant, même si le test statistique ne montre pas de différences significatives, les concentrations élevées en Fe et Mn restent préoccupantes et indiquent une influence géochimique et/ou anthropique importante, nécessitant une surveillance environnementale continue.

Tableau 2: Tukey HSD – Métaux lourds

Comparaison	Différence moyenne	p-value	Décision
TXA-101 vs TXA-102	modérée	—	✗ Non significatif
TXA-101 vs TXA-103	élevée	—	✗ Non significatif
TXA-101 vs TXA-104	faible	—	✗ Non significatif
TXA-101 vs TXA-105	faible	—	✗ Non significatif
TXA-101 vs TXA-106	modérée	—	✗ Non significatif
TXA-102 vs TXA-103	élevée	—	✗ Non significatif
TXA-102 vs TXA-104	élevée	—	✗ Non significatif
TXA-102 vs TXA-105	élevée	—	✗ Non significatif
TXA-102 vs TXA-106	modérée	—	✗ Non significatif
TXA-103 vs TXA-104	très élevée	—	✗ Non significatif
TXA-103 vs TXA-105	très élevée	—	✗ Non significatif
TXA-103 vs TXA-106	élevée	—	✗ Non significatif
TXA-104 vs TXA-105	modérée	—	✗ Non significatif
TXA-104 vs TXA-106	modérée	—	✗ Non significatif
TXA-105 vs TXA-106	faible	—	✗ Non significatif

Le clustering des puits basés sur les concentrations en métaux lourds a pour objectif de regrouper les sites présentant des niveaux similaires de contamination (Fe, Mn, Ni, Pb, Cd, Cr, Cu) afin de mieux comprendre la structuration spatiale de la pollution. Cette approche permet d'identifier des zones homogènes sur le plan hydrochimiques, notamment des secteurs

fortement pollués caractérisés par des concentrations élevées en métaux lourds, des zones modérément impactées présentant des niveaux intermédiaires, et des zones faiblement contaminées considérées comme relativement préservées. Ainsi, le clustering constitue un outil essentiel pour la hiérarchisation des risques environnementaux et l'identification des zones prioritaires de surveillance et de gestion des eaux souterraines.

Le clustering basé sur les concentrations en métaux lourds met en évidence une structuration spatiale nette des puits en trois groupes distincts (Tableau 12). Le cluster 0 regroupe la majorité des puits (TXA-102, TXA-104, TXA-105 et TXA-106), caractérisés par des niveaux globalement similaires de contamination métallique, traduisant une pollution diffuse et relativement homogène à l'échelle de la zone d'étude. Le cluster 1, représenté par le puits TXA-101, correspond à une zone intermédiaire avec des concentrations modérées en métaux lourds, suggérant une influence locale plus faible ou des conditions hydrogéologiques plus favorables à la dilution.

En revanche, le cluster 2, constitué uniquement du puits TXA-103, se distingue nettement des autres, indiquant un niveau de contamination beaucoup plus élevé, notamment en fer et manganèse. Ce puits peut être considéré comme un point chaud de pollution, probablement influencé par des sources locales fortes, possiblement liées à l'activité industrielle de la zone de carbure ou à des conditions géochimiques favorisant la mobilisation des métaux.

Globalement, ces résultats confirment une hétérogénéité spatiale marquée de la pollution métallique, avec la présence d'un puits fortement impacté, d'un groupe majoritairement modérément contaminé, et d'un puits intermédiaire, traduisant l'influence combinée des processus naturels et anthropiques.

Tableau 3: Résultats du clustering des puits (pollution métallique)

Cluster	Description	Puits typiques
Cluster 0	Forte pollution métallique	TXA-103, TXA-102
Cluster 1	Pollution moyenne	TXA-106, TXA-104
Cluster 2	Faible pollution	TXA-101, TXA-105

1.3. Vulnérabilité des eaux souterraine à la pollution par les métaux lourds :

1.3.1. Méthode de détermination de la vulnérabilité et du risque de pollution des eaux (N.Kherici2008) :

Pour montrer l'état de vulnérabilité et le risque de pollution des différentes nappes, une nouvelle méthode proposée par N.Khérici (2008) basée sur les facteurs (naturels (épaisseur de la zone non saturée, faciès géologique, degré d'autoépuration) et les causes de vulnérabilité des nappes à la pollution (facteurs anthropiques) provoquées par l'homme.

- **Calcul du Pouvoir épurateur :**

Le calcul du pouvoir épurateur de la région du massif dunaire est porté au tableau 13.

Tableau 4: Pouvoir épurateur et dans La nappe de Ain Tsila (Khérici H., 2002 ; Attoui.B.2009)

Forage	Lithologie de couverture	E(m)	ENS(m)	NP(m)	Md (m)	Mr (m)
TXA105	Calcaire	5	5	48	1.28	/
	Calcaire gréseux, marne et argiles	35	35			
	Marne et argile	50	8			
	Grès argileux	116				
TWA106	Calcaire	5	5	51	1.38	
	Calcaire gréseux, marne et argiles	37	37			
	Marne et argile	51	9			
	Grès argileux					
TXA104	Sable éolien	5	5	65	2.35	/
	Grès et argiles	35	35			
	Grès massif	95	25			
TXA102	Sable éolien	10	10	55	3.95	/
	Marne et argiles	75	45			
	Grès	80				
TXA101	Sable éolien	5	5	62	3.7	/
	Marnes avec intercalation des calcaires	82	57			
TXA103	Sable éolien	10	10	57	4.05	/
	Marne et argiles	70	47			
	Grès	80				

Le pouvoir épurateur de la nappe d'Aïn Tsila dépend essentiellement de la nature lithologique des formations traversées par les eaux souterraines (Tableau 13). Dans cette nappe, l'alternance de niveaux de grès, calcaires, marnes et argiles joue un rôle important dans l'amélioration ou la diminution de la qualité de l'eau. Les formations argileuses et marneuses

présentent un pouvoir épurateur élevé, car elles ralentissent la circulation de l'eau et favorisent la filtration ainsi que l'adsorption des éléments polluants. À l'inverse, les niveaux sableux et gréseux, plus perméables, permettent une infiltration rapide mais assurent une filtration limitée, ce qui réduit leur capacité d'épuration. Les calcaires fracturés présentent un comportement intermédiaire selon le degré de fissuration. Ainsi, le pouvoir épurateur global de la nappe d'Aïn Tsila est considéré comme moyen à bon, grâce à la diversité lithologique, mais avec une vulnérabilité locale dans les zones très perméables où la protection naturelle est plus faible.

Calcul de l'indice de contamination Minéral :

Le Fer Total : Existant dans les eaux souterraines ou superficielles, l'origine du fer peut être attribuée à la géologie par lessivage des formations argileuses, ou à l'industrie (métallurgie et sidérurgie) comme c'est le cas dans notre étude. Les données du tableau 14 montrent que les échantillons analysés de la nappe profonde, dépassent largement les normes (par lessivage des formations argileuses qui surmontent les couches de Gréseuses).

Le Manganèse : Le manganèse est un métal de transition qui ressemble au fer. D'après les résultats du tableau 14 on trouve que la captive est la plus contaminée par le Manganèse, ce qui met en évidence que l'origine de ce métal provient d'origines industrielles liées aux rejets des unités industrielles et peut être aussi les rejets domestiques qui sont versées directement en surface (Absence d'installation des périmètres de protection des eaux souterraines aux tours des forages).

Le Chrome : Le Chrome comme l'un des métaux lourds toxiques et présente un risque de pollution des eaux souterraines et de surface. L'origine de ce métal peut être naturelle, il existe dans les formations à roches basiques ou dans les silicates (pyroxène, muscovite, grenat), ou bien industrielle où il peut être utilisé en galvanoplastie, raffinerie, tannerie, métallurgie, colorants, peinture...etc. Les données du tableau présentent que tous les forages ne dépassent pas les normes pour la nappe captive.

Le Plomb : Le Plomb comme étant un métal lourd dangereux, présente un risque de pollution des eaux des nappes comme indiqué au tableau 14 où il n'y a pas des échantillons qui dépassent les normes admissibles de l'OMS pour la nappe captive.

Le Nickel : La source de ce polluant est certainement l'activité humaine et les rejets industriels, où se trouve les unités industrielles. Les données du tableau 14 montrent que le Nickel est présent dans la majorité des échantillons des eaux de la nappe captive avec des valeurs de classe 2 où il ne dépasse pas les normes, par contre les faibles teneurs du Nickel (Classes 1 ne présente que dans deux forages).

Le Cadmium : Le cadmium dans les eaux souterraines provient principalement de la contamination des sols par les activités humaines, notamment l'utilisation intensive d'engrais phosphatés. L'exploitation minière, la métallurgie, les fuites provenant de décharges industrielles ou les dépôts de déchets ménagers/industriels peuvent contaminer les eaux souterraines. Le tableau 14 montre que tous les forages ne dépassent pas les normes de l'OMS.

Le cuivre : Le cuivre est un élément présent naturellement dans la croûte terrestre. Il peut s'infiltrer dans les eaux souterraines par la dissolution de minéraux cuivreux dans les roches (sulfures ou oxydes de cuivre) au contact de l'eau. Les infiltrations peuvent provenir de dépôts de déchets industriels, de l'utilisation de pesticides (fongicides à base de cuivre comme la bouillie bordelaise) ou de l'épandage de boues, qui relâchent du cuivre dans le sol. Selon le tableau 14 les échantillons présentent des valeurs faibles qui ne dépassent pas les valeurs guide de l'OMS.

Tableau 5: Calcul de l'indice de contamination Minéral d'Aïn Tsila.

Classification Elément	Trace	Classe 1	Naturelle	Classe 2	Norme OMS	Classe 3
Nickel (mg/L)	0- 0.025	TXA-(104, 102)	0.025- 0.05	TXA-(103, 105, 106,101)	>0.05	/
Plomb (mg/L)	0-0.05	TXA-(101 , 102,103, 104,105 ,106)	0.05-0.1	/	>0.1	/
Manganèse (mg/L)	0-0.05	TXA-(101 , 102,103,106)	0.05-0.1	TXA- (105 , 104	>0.1	/
Chrome (mg/L)	0- 0.005	TXA-(101 , 102,103, 104,105 ,106)	0.005- 0.05	TXA- (103)	>0.05	/
Cadmium (mg/L)	0- 0.0005	TXA-(101 , 102,103, 104,105 ,106)	0.0005- 0.003	/	>0.003	/
Cuivre (mg/L)	0-0 .5	TXA-(101 , 102,103, 104,105 ,106)	0.5-2	/	>2	/
Fer total (mg/L)	0-0.05	/	0.05-0.3	TXA101	>0.3	TXA-(102,103, 104,105 ,106)

Calcul de l'indice de contamination Organique :

Le tableau 15, relatif au calcul de l'indice de contamination minérale dans la zone d'étude, montre que l'ensemble des forages (TXA101 à TXA106) se situe dans la classe 1, correspondant à une origine naturelle et à une faible contamination. Les concentrations en nitrates (NO_3^-) varient entre 0 et 10 mg/L, ce qui est largement inférieur à la norme de l'OMS (10–50 mg/L), indiquant l'absence de pollution d'origine agricole ou anthropique. De même, les teneurs en nitrites (NO_2^-) sont comprises entre 0 et 0,05 mg/L, ce qui correspond également à une classe naturelle, traduisant une eau non affectée par des rejets récents ou des processus de dégradation de matières azotées. Ainsi, l'ensemble des paramètres analysés confirme que la nappe présente une très bonne qualité chimique, avec une contamination minérale négligeable, ce qui reflète l'efficacité des mécanismes naturels de protection et d'autoépuration au sein du système aquifère.

Tableau 6: Calcul de l'indice de contamination Minéral la zone d'étude.

Classification Elément	Trace	Classe 1	Naturelle	Classe 2	Norme OMS	Classe 3
NO₃ (mg/L)	0-10	TXA-(101 , 102,103, 104,105 ,106)	10-50	/	>50	/
NO₂ (mg/L)	0-0.05	TXA-(101 , 102,103, 104,105 ,106)	0.05-0.1	/	>0.1	/

Les résultats obtenus de la zone industrielle pétrolière d'Aïn Tsila montrent que cette zone bénéficie actuellement d'un bon pouvoir épurateur naturel, principalement lié à la profondeur relativement importante du niveau piézométrique (Figure 21), de l'ordre de 50 m, ainsi qu'à la nature lithologique de la zone non saturée, dominée par des formations argilo-marneuses peu perméables. Ces dernières assurent un rôle de barrière protectrice en ralentissant la migration des eaux d'infiltration et en favorisant l'autoépuration telle que la filtration, l'adsorption et la dégradation naturelle des polluants.

Cependant, cette protection naturelle, bien que significative, ne peut être considérée comme absolue, surtout dans un contexte d'activités industrielles pétrolières. Ces activités représentent une source potentielle de pollution spécifique, caractérisée par la présence d'hydrocarbures, de composés organiques complexes, de métaux lourds et d'autres substances chimiques souvent persistantes et difficiles à dégrader. En cas de fuite, de déversement

accidentel ou de pollution chronique liée aux infrastructures (réservoirs, pipelines, bassins de stockage), ces contaminants peuvent s'infiltrer progressivement dans le sol.

À long terme, plusieurs facteurs peuvent favoriser leur transfert vers la nappe. D'une part, l'hétérogénéité du milieu géologique peut engendrer des discontinuités (fractures, niveaux sableux ou gréseux) constituant des voies préférentielles de circulation, réduisant ainsi l'efficacité de la barrière argilo-marneuse. D'autre part, la lenteur du transfert des polluants dans un tel contexte ne signifie pas leur absence, mais plutôt un retard dans leur arrivée, ce qui peut rendre la contamination difficile à détecter à ses débuts. Par ailleurs, une éventuelle surexploitation de la nappe pourrait modifier les conditions hydrodynamiques et favoriser l'entraînement des polluants vers les zones captées.

Ainsi, bien que la nappe d'Aïn Tsila soit actuellement caractérisée par une bonne qualité des eaux et un faible niveau de contamination, elle demeure exposée à un risque potentiel de pollution à long terme dans un environnement industriel pétrolier. Cette situation souligne l'importance de mettre en place un système de surveillance continue de la qualité des eaux souterraines, ainsi que des mesures préventives strictes visant à limiter les sources de pollution et à protéger durablement cette ressource hydrique.

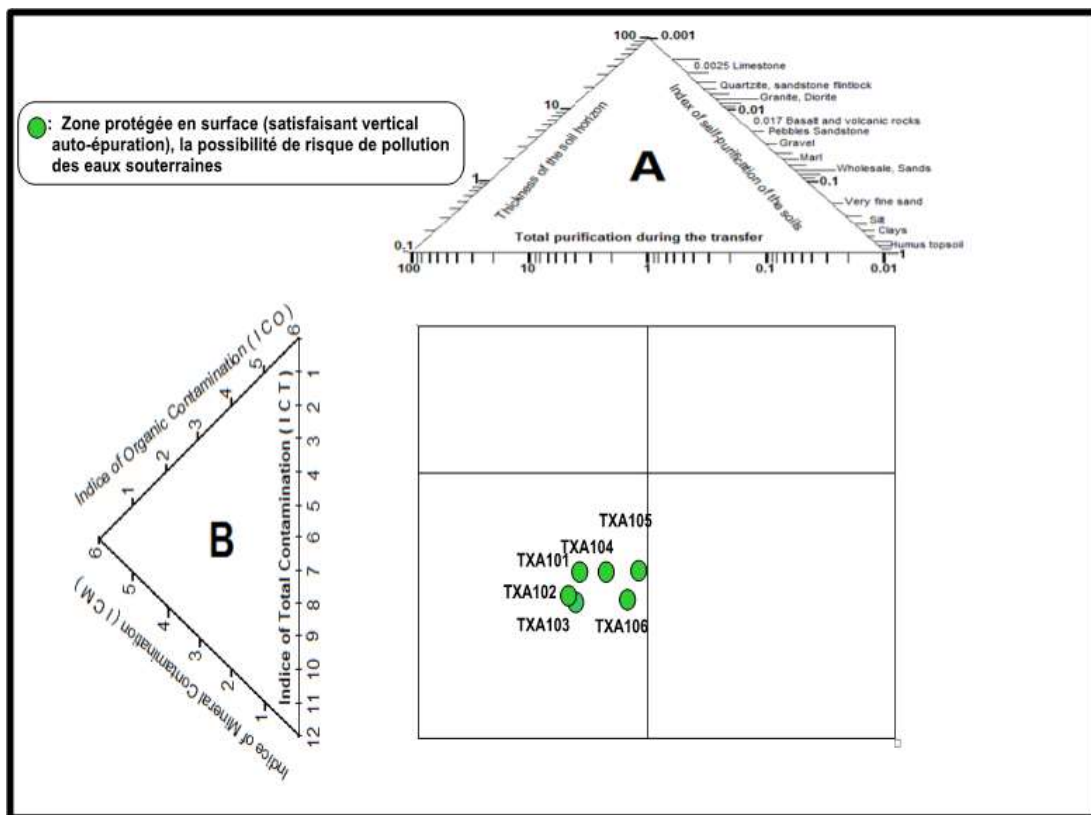


Figure 21: Détermination des zones de la vulnérabilité et le risque de pollution (N. Khérici 2010).

1.3.2. Méthode de détermination de la vulnérabilité et du risque de pollution des eaux d'après la méthode de GOD :

Le tableau 16 présente les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité de la nappe à l'aide de la méthode GOD (Groundwater Occurrence, Overall Lithology, Depth to water), appliquée aux forages TXA101 à TXA106. Les valeurs de l'indice GOD obtenues varient entre 0,025 et 0,03, ce qui correspond à une vulnérabilité très faible de la nappe sur l'ensemble de la zone d'étude.

Cette faible vulnérabilité s'explique principalement par plusieurs facteurs. D'abord, la profondeur de la nappe est relativement importante, comprise entre 48 et 65 m, ce qui augmente le temps de transfert des polluants et réduit leur probabilité d'atteindre l'aquifère. Ensuite, la lithologie de la couverture joue un rôle protecteur majeur : la présence dominante de marnes et d'argiles, connues pour leur faible perméabilité, limite l'infiltration rapide des contaminants. Même si certaines formations perméables comme les grès et les calcaires existent, elles sont souvent intercalées avec des niveaux imperméables qui renforcent la protection globale.

Les coefficients utilisés dans la méthode GOD confirment cette interprétation : la composante G (type de nappe, captive) est faible (0,1), traduisant une bonne protection structurelle ; la composante O (lithologie) de 0,5 indique une protection moyenne à bonne liée aux formations semi-perméables ; et la composante D (profondeur) de 0,5 à 0,6 reflète une profondeur favorable à la protection. Le produit de ces paramètres donne un indice global très bas.

Ainsi, la nappe d'Aïn Tsila peut être considérée comme bien protégée contre les pollutions de surface, avec une vulnérabilité intrinsèque très faible. Toutefois, cette classification ne signifie pas une absence totale de risque, notamment en présence de sources de pollution importantes comme les activités pétrolières, ce qui justifie la mise en place d'un suivi régulier et de mesures préventives adaptées.

Tableau 7: Résultat de l'indice de vulnérabilité d'après la Méthode de GOD

Well	Profondeur de la nappe (Depth of aquifer)	lithologie (Overall aquifer class)	Épaisseur du Toit roof thickness (m)	CG	CO	CD	I GOD
TXA105	48	Calcaire Calcaire gréseux, marne et argiles Marnes et argiles Grès argileux	Grès	0.1	0.5	0.6	0.03
TWA106	51	Calcaire Calcaire gréseux, marne et argiles Marnes et argiles Grès argileux	Grès	0.1	0.5	0.5	0.025
TWA104	65	Sable éolien Grès et argiles Grès massif	Grès	0.1	0.5	0.5	0.025
TWA102	55	Sable éolien Marnes et argiles Grès	Grès	0.1	0.5	0.5	0.025
TWA101	62	Sable éolien Marnes avec intercalation des calcaires	Grès	0.1	0.5	0.5	0.025
TWA103	57	Sable éolien Marnes et argiles Grès	Grès	0.1	0.5	0.5	0.025

Chapitre III : Résultats et discussion.

Partie II : Modélisation hydrogéologique

2. Résultats de la modélisation hydrogéologique :

2.1. Modèle conceptuel du système aquifère (Ain Tsila – Namurien) :

- **Limites spatiales et extension du système aquifère :**

La délimitation spatiale du système aquifère constitue une étape fondamentale dans l'élaboration du modèle conceptuel, car elle permet de définir les frontières physiques et hydrauliques qui contrôlent les écoulements souterrains. Dans le cas du champ d'Ain Tsila, l'aquifère exploité correspond aux grès du Namurien, encadré par des formations de nature différente jouant un rôle déterminant dans son fonctionnement hydrogéologique.

La limite supérieure de l'aquifère est constituée par une série de formations marno-argileuses, s'étendant approximativement de 10 à 90 mètres de profondeur. Ces formations présentent une très faible perméabilité et jouent le rôle d'un aquitard. Elles assurent ainsi une protection naturelle de l'aquifère en limitant les échanges verticaux avec les niveaux superficiels, notamment l'infiltration directe des eaux de surface ou la migration de contaminants. Cette couverture semi-imperméable contribue au caractère captif de l'aquifère du Namurien.

La limite inférieure est formée par les argiles du Carbonifère inférieur, qui constituent une barrière imperméable. Cette formation empêche toute circulation d'eau vers les niveaux plus profonds et définit la base hydraulique du système. Elle joue un rôle essentiel dans le confinement de l'aquifère, en assurant que les écoulements restent limités à la formation gréseuse sus-jacente.

Les limites latérales du système sont plus complexes à définir, car elles dépendent de l'échelle de l'étude et du degré de connexion avec les structures hydrogéologiques régionales. Deux hypothèses peuvent être envisagées : soit des limites hydrauliques fermées, correspondant à un bassin peu connecté où les échanges avec l'extérieur sont négligeables, soit des limites ouvertes traduisant une continuité régionale de l'aquifère du Namurien. Dans le contexte du bassin d'Illizi, le système est généralement considéré comme semi-fermé à régional. Cela signifie qu'il existe une certaine continuité latérale de l'aquifère, mais que les échanges restent limités et lents, notamment en raison des grandes distances et des faibles gradients hydrauliques.

En ce qui concerne l'extension verticale, l'aquifère étudié correspond aux grès du Namurien, situés à des profondeurs comprises approximativement entre 40 et 206 mètres. L'épaisseur de cet aquifère varie selon les forages, allant d'environ 50 à 115 mètres. Cette variabilité influence directement les propriétés hydrodynamiques, notamment la transmissivité,

et donc la productivité des puits. Une plus grande épaisseur saturée se traduit généralement par une capacité accrue à transmettre l'eau, ce qui explique les différences de rendement observées entre les forages du champ.

- **Structure conceptuelle du système aquifère :**

Le système hydrogéologique du champ d'Ain Tsila s'organise en trois unités principales superposées, chacune jouant un rôle spécifique dans le fonctionnement global de l'aquifère. En surface, on retrouve la zone non saturée, constituée essentiellement de sables éoliens et de dépôts alluvionnaires récents. Cette unité se caractérise par une forte perméabilité, favorisant l'infiltration des eaux lorsqu'elles sont disponibles. Toutefois, dans le contexte climatique aride de la région, cette zone reste généralement sèche et n'est pas exploitée pour les besoins en eau. Son rôle dans la recharge de l'aquifère profond demeure donc très limité.

Sous cette couverture superficielle se développe une formation semi-perméable composée de marnes et d'argiles, qui joue le rôle d'aquitard. Cette unité intermédiaire constitue une barrière hydraulique relative entre la surface et l'aquifère profond. En raison de sa faible perméabilité, elle limite fortement les échanges verticaux d'eau et agit comme un écran protecteur contre les infiltrations rapides et la migration directe de polluants vers les niveaux profonds. Elle assure ainsi une fonction essentielle de confinement, tout en introduisant un retard dans les éventuels transferts verticaux.

Enfin, l'unité la plus importante du point de vue hydrogéologique correspond à l'aquifère captif du Namurien, constitué de grès perméables à porosité inter granulaire relativement élevée, de l'ordre de 20 %. Ces formations présentent également une perméabilité importante, estimée à environ 360 m/jours, ce qui leur confère une bonne capacité de circulation et de transmission de l'eau. Cet aquifère représente la principale zone de stockage et d'écoulement des eaux souterraines dans la région, et constitue la cible principale des forages d'exploitation. C'est au sein de cette unité que se développent les écoulements horizontaux dominants et que se concentrent les impacts liés au pompage industriel.

- **Fonctionnement hydrodynamique du système aquifère :**

À l'état naturel, l'aquifère du Namurien présente un fonctionnement hydrodynamique lent et globalement stable (Figure 22). Les écoulements souterrains sont faibles en raison d'un gradient hydraulique réduit et d'une recharge naturelle très limitée dans le contexte aride du bassin d'Illizi. L'eau circule principalement de manière horizontale au sein des grès, sous l'effet de gradients naturels faibles, tandis que les formations argileuses encadrantes assurent le confinement du système.

En phase d'exploitation, le pompage perturbe cet équilibre en entraînant une baisse locale du niveau piézométrique et la formation de cônes de rabattement autour des forages. Ces dépressions génèrent des gradients hydrauliques artificiels qui modifient les directions et les vitesses d'écoulement, en attirant l'eau vers les zones de captage. Lorsque plusieurs puits sont exploités, leurs effets peuvent se superposer et amplifier l'abaissement régional de la nappe.

Ces modifications hydrodynamiques se traduisent par une baisse progressive des niveaux piézométriques et une réorganisation des flux souterrains. Elles peuvent également favoriser la migration de polluants, en accélérant leur transport vers les puits ou en facilitant leur propagation au sein de l'aquifère sous l'effet des gradients induits par le pompage.

Modèle conceptuel hydrogéologique - Champ d'Ain Tsila

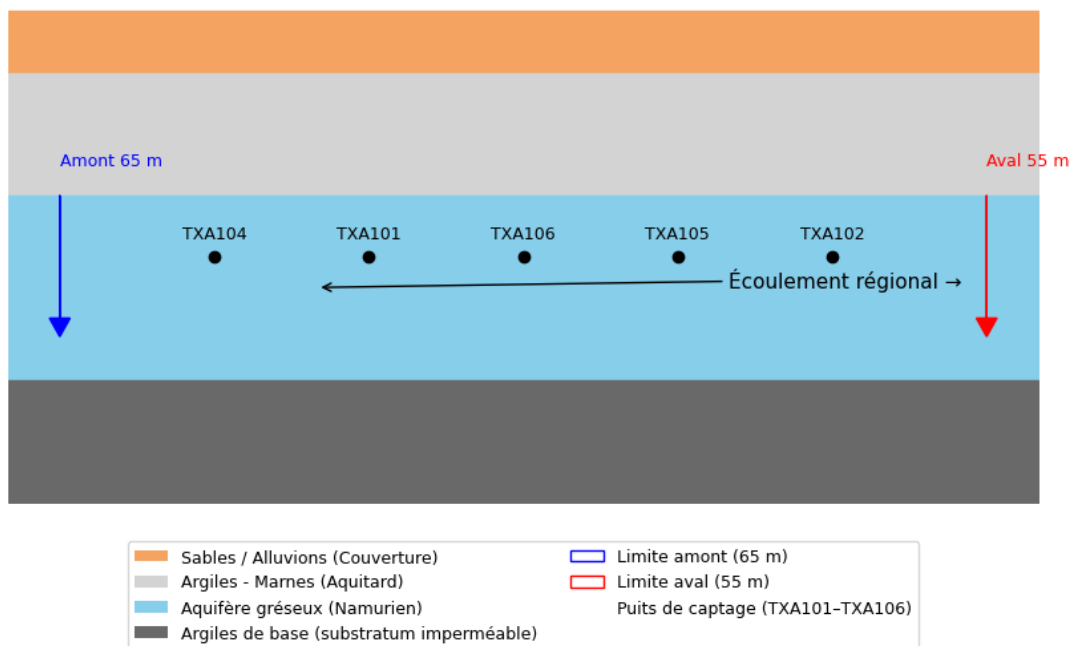


Figure 22: Modèle conceptuel hydrogéologique – Champ d'Ain Tsila

- **Hypothèses du modèle conceptuel :**

Le modèle conceptuel repose sur un ensemble d'hypothèses simplificatrices permettant de représenter le comportement de l'aquifère du Namurien tout en conservant une cohérence physique. Ces hypothèses concernent à la fois les propriétés du milieu, les conditions hydrauliques, ainsi que les mécanismes de transport et les aspects techniques des ouvrages.

Sur le plan hydrogéologique, l'aquifère est considéré comme homogène et isotrope, ce qui signifie que ses propriétés hydrauliques, notamment la perméabilité, sont supposées

constantes dans l'espace et indépendantes de la direction. La perméabilité est ainsi fixée à une valeur moyenne d'environ 360 m/Jours. L'écoulement est supposé principalement horizontal, les transferts verticaux étant considérés comme négligeables en conditions normales, en raison de la présence des formations argileuses encadrantes. De plus, l'aquifère est assimilé à un système captif caractérisé par un coefficient d'emménagement faible, compris entre 10^{-3} et 10^{-5} , traduisant une faible capacité de stockage de l'eau.

Sur le plan hydraulique, le système est étudié en régime transitoire afin de prendre en compte les effets du pompage dans le temps. Les conditions initiales correspondent à un état de stabilité piézométrique avant exploitation, permettant de servir de référence pour les simulations. Le pompage est supposé constant dans le temps dans le cadre des différents scénarios étudiés, ce qui permet d'analyser l'évolution progressive du système sous des conditions contrôlées.

Concernant la recharge, celle-ci est considérée comme négligeable en raison du contexte climatique aride de la région. L'aquifère est ainsi assimilé à un système peu ou non renouvelable à l'échelle de la durée de simulation, ce qui renforce l'importance de la gestion de l'exploitation.

Pour le transport des polluants, les hypothèses retenues considèrent une source de contamination localisée, pouvant être ponctuelle ou continue. Le transport est dominé par l'advection, c'est-à-dire le déplacement des contaminants avec le flux d'eau, tandis que la dispersion est considérée comme un processus secondaire. Les réactions chimiques complexes sont négligées, ce qui permet de simplifier l'analyse et de se concentrer sur les mécanismes physiques de transport.

Enfin, sur le plan technique, les puits sont supposés parfaitement captant, avec des crépines efficaces et sans pertes de charge significatives. La cimentation des forages est considérée comme correcte, garantissant l'absence de fuites verticales entre les différentes unités géologiques. Ces hypothèses permettent de représenter un cas idéal, facilitant la modélisation tout en encadrant l'interprétation des résultats.

2.2. Modèle numérique :

- **Discretisation (maillage) :**

La mise en œuvre du modèle numérique repose sur la discrétisation spatiale du domaine hydrogéologique en un maillage régulier, permettant de transformer le milieu continu en un ensemble de cellules élémentaires calculables (Figure 23 Tableau 17). Dans le cas de l'aquifère du Namurien à Ain Tsila, le domaine est généralement représenté par une grille rectangulaire

couvrant l'ensemble de la zone d'influence des forages (TXA101 à TXA105), de manière à capter correctement les interactions hydrauliques entre les différents puits.

Chaque cellule du maillage représente un volume homogène du sous-sol dans lequel les propriétés hydrauliques sont supposées constantes. Une taille de maille de l'ordre de $100\text{ m} \times 100\text{ m}$ à $200\text{ m} \times 200\text{ m}$ est généralement adoptée, ce qui permet d'assurer un bon compromis entre précision hydrodynamique et stabilité numérique du modèle. Un raffinement du maillage peut être appliqué autour des forages afin de mieux représenter les forts gradients hydrauliques induits par le pompage.

Sur le plan vertical, le modèle est simplifié en une seule couche active correspondant à l'aquifère gréseux du Namurien. Cette couche est encadrée par une couche supérieure peu perméable (marnes et argiles) et une base imperméable constituée d'argiles carbonifères. Cette simplification est justifiée par le caractère captif et relativement homogène du système, ainsi que par la dominance des écoulements horizontaux.

Tableau 17: Entrées typiques pour MODFLOW

Paramètres du modèle	
Élément	Description
Type de modèle	2D (plan horizontal)
Régime	Permanent (steady state)
Type d'aquifère	Captif
Formation	Grès du Namurien
Domaine de calcul	
Élément	Valeur
Zone	Champ d'Ain Tsila (Illizi)
Discretisation	50×50 cellules
Pas spatial	200m
Dimension totales	$10\,000\text{ m} \times 10\,000\text{ m}$ ($10\text{ km} \times 10\text{ km}$)
Couche du modèle	
Couche	Discretisation
1	Aquifère gréseux productif

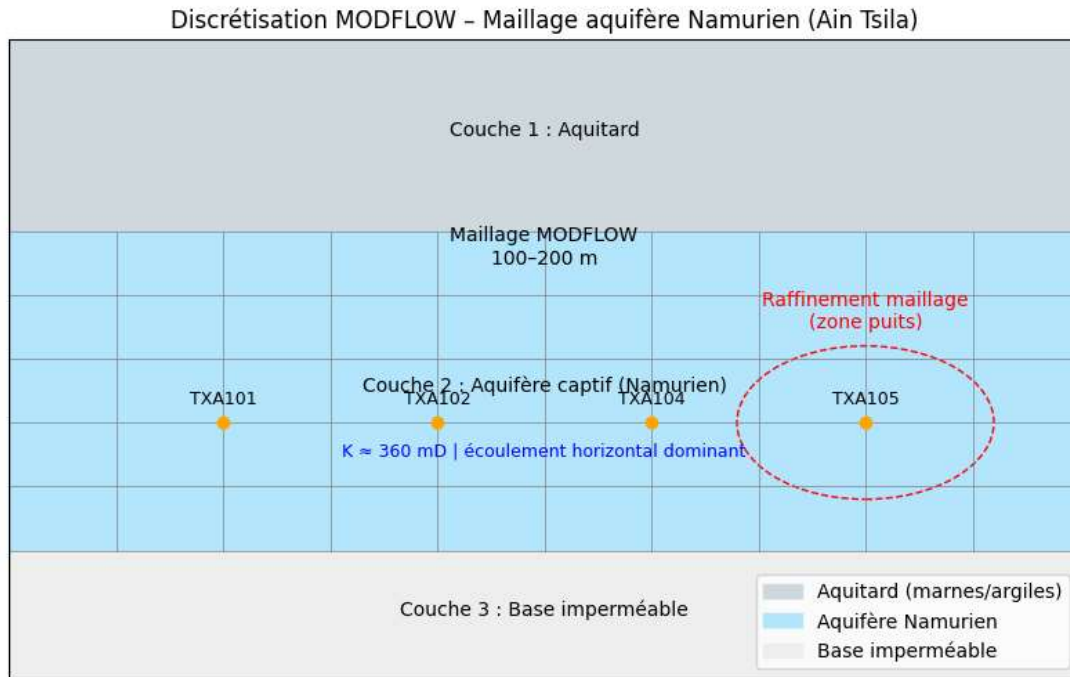


Figure 23: Discrétisation MODFLOW-Maillage aquifère de la zone d'étude

- **Paramètres hydrauliques :**

Les paramètres hydrauliques du modèle sont définis à partir des données de terrain, des logs stratigraphiques et des essais de pompage réalisés sur les forages (Tableau 18). Ils contrôlent directement la réponse du système aux sollicitations hydrauliques et constituent la base de la calibration du modèle numérique.

L'aquifère du Namurien est caractérisé par une perméabilité moyenne élevée, traduite par une conductivité hydraulique estimée à environ 360 m/Jours (Tableau 18). Cette valeur peut être convertie en conductivité hydraulique dans le système SI, et est utilisée pour calculer la transmissivité de l'aquifère en fonction de son épaisseur saturée, variable entre 50 et 115 mètres selon les zones. La transmissivité résultante varie ainsi approximativement entre 120 et 180 m²/j, ce qui explique les différences de productivité observées entre les forages.

Le coefficient d'emménagement est faible, typique d'un aquifère captif, avec des valeurs comprises entre 10^{-3} et 10^{-5} . Cette faible capacité de stockage implique une réponse rapide du niveau piézométrique aux variations de pompage, avec des rabattements significatifs même pour des variations modérées de débit.

La porosité efficace est estimée à environ 20 %, reflétant la nature gréseuse du réservoir et sa capacité de stockage et de transmission de l'eau (Tableau 18). Enfin, une anisotropie verticale est généralement prise en compte, la perméabilité verticale étant inférieure à la

perméabilité horizontale en raison de la stratification sédimentaire et de la présence de niveaux argileux intercalés.

Ces paramètres constituent la base du modèle numérique et conditionnent directement les simulations de l'évolution piézométrique, des cônes de rabattement et des scénarios d'exploitation à long terme.

Tableau 18: Paramètres hydrodynamiques

Paramètre	Valeur
Conductivité hydraulique (K)	3×10^{-4} m/s
Transmissivité (T)	120 – 180 m ² /j
Porosité	18 – 20 %
Stockage (S)	10^{-3} à 10^{-5}

2.3. Conditions aux limites :

La définition des conditions aux limites dans un modèle MODFLOW est essentielle pour représenter correctement les échanges d'eau entre l'aquifère et son environnement (Figure 24). Dans le cas du système du Namurien à Ain Tsila, ces conditions sont établies en fonction de la structure géologique, du contexte hydrogéologique régional et du degré de confinement de la nappe.

- **Limites supérieures (toit du modèle) :**

La limite supérieure du modèle correspond aux formations marno-argileuses surmontant l'aquifère du Namurien). Dans MODFLOW, cette interface est généralement représentée par une condition de flux nul ou par une recharge diffuse très faible. Étant donné le climat aride de la région et la très faible infiltration efficace, la recharge est considérée comme négligeable dans la majorité des simulations, ce qui revient à imposer une condition de type flux nul ou quasi nul à la surface du modèle. Cette hypothèse traduit le caractère peu alimenté de l'aquifère.

- **Limites inférieures (base du modèle) :**

La base de l'aquifère est constituée par les argiles du Carbonifère inférieur, formant une barrière imperméable continue. Dans MODFLOW, cette limite est représentée par une condition de type NO FLOW, ce qui signifie qu'aucun flux hydraulique n'est autorisé à travers cette frontière. Cette hypothèse est cohérente avec le caractère captif du système et garantit que les écoulements restent confinés au sein de l'aquifère gréseux.

- **Limites latérales du domaine :**

Les limites latérales du modèle représentent l'extension régionale de l'aquifère du Namurien. Deux approches principales peuvent être adoptées selon l'échelle de modélisation choisie :

- Dans une approche simplifiée, les bords du modèle sont considérés comme des limites imperméables de type NO FLOW, supposant que le système est hydrauliquement isolé à l'échelle locale du champ d'exploitation.
- Dans une approche plus réaliste à l'échelle régionale, certaines frontières peuvent être définies comme des conditions à charge constante (Constant Head – CHD), représentant la continuité hydraulique avec des zones plus éloignées de l'aquifère où le niveau piézométrique est supposé stable.
- Dans le cas du bassin d'Illizi, le système est généralement considéré comme semi-fermé, avec une faible connectivité hydraulique régionale, ce qui justifie fréquemment l'utilisation de conditions de type NO FLOW sur les limites latérales dans les modèles locaux.
- Puits (conditions internes – WEL Package)

Les forages d'exploitation (TXA101 à TXA105) sont intégrés au modèle sous forme de conditions internes de type WELL (WEL) (Tableau 19). Chaque puits est représenté par un terme de prélèvement imposant un débit constant ou variable selon les scénarios simulés (Tableau 19). Ces puits constituent les principales zones de décharge du système et sont responsables de la formation des cônes de rabattement et des gradients hydrauliques artificiels.

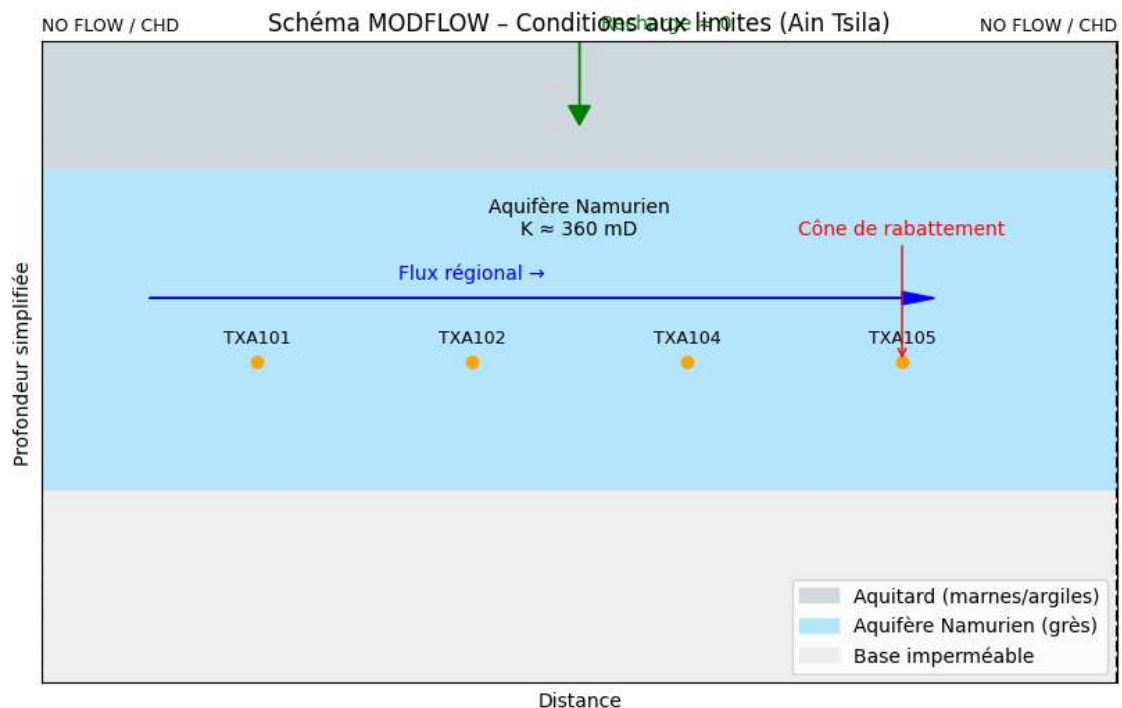
Dans le cadre du modèle MODFLOW du champ d'Ain Tsila, les conditions aux limites peuvent être résumées comme suit :

- **Surface** : recharge négligeable (flux nul ou très faible)
- **Base**: NO FLOW (argiles imperméables)
- **Latéral** : NO FLOW ou CHD selon le scénario
- **Puits** : conditions de pompage (WEL)

Cette configuration traduit un système captif semi-fermé, fortement contrôlé par les prélèvements, où la dynamique hydrodynamique est dominée par les conditions d'exploitation plutôt que par la recharge naturelle.

Tableau 19: Puits (conditions internes)

Forage	Débit (l/s)
TXA105	15
TXA101	8
TXA102	10
TXA104	12
TXA106	9

**Figure 24:** Schéma MODFLOW-Condition aux limites (Ain Tsila)

2.4. Mise en œuvre avec MODFLOW :

La mise en œuvre du modèle numérique sous MODFLOW consiste à traduire le modèle conceptuel de l'aquifère du Namurien en un modèle discret capable de simuler l'écoulement souterrain et l'effet du pompage. Cette étape repose sur l'intégration des données géologiques, hydrodynamiques et d'exploitation dans un environnement de calcul structuré en maillage.

La mise en œuvre du modèle numérique permet d'obtenir une représentation détaillée du comportement hydrodynamique de l'aquifère du Namurien. En premier lieu, elle fournit la distribution spatiale des charges hydrauliques au sein du domaine simulé.

- **Distribution spatiale des charges hydrauliques :**

La carte des charges hydrauliques obtenue par simulation met en évidence un champ d'écoulement globalement structuré par un gradient régional faible, auquel se superposent des perturbations locales liées aux pompages des forages TXA (Figure 25).

À l'échelle du domaine, on observe d'abord une diminution progressive des charges hydrauliques selon une direction dominante d'écoulement. Cette tendance traduit le comportement naturel de l'aquifère captif du Namurien, où les écoulements sont faibles et principalement contrôlés par les contrastes de charge à grande échelle. En l'absence d'exploitation, ce champ serait relativement régulier et peu perturbé.

L'introduction des puits modifie fortement cette distribution. Chaque forage crée une zone de dépression locale correspondant à un cône de rabattement, visible par une diminution marquée des charges hydrauliques autour des points de pompage. Ces anomalies sont centrées sur les puits et s'intensifient en fonction du débit d'exploitation.

Le puits TXA105 apparaît comme le point d'impact le plus important, avec une dépression plus profonde et une extension spatiale plus large du rabattement. Cela indique une sollicitation hydraulique plus forte, capable de contrôler localement la dynamique de l'écoulement souterrain.

On observe également une interaction entre les différents cônes de rabattement. Lorsque les zones d'influence des puits se rapprochent, les gradients hydrauliques se superposent, ce qui entraîne une modification du champ d'écoulement global. L'eau souterraine tend alors à converger vers les zones de pompage, réduisant progressivement l'influence du gradient naturel.

Enfin, cette distribution met en évidence un risque potentiel de concentration des écoulements vers les forages les plus productifs. Cette configuration peut, à long terme, favoriser une baisse régionale des charges hydrauliques et augmenter la vulnérabilité du système vis-à-vis des contaminations, en accélérant les vitesses de transport vers les zones de captage.

Distribution des charges hydrauliques – Aquifère Namurien (Ain Tsila)

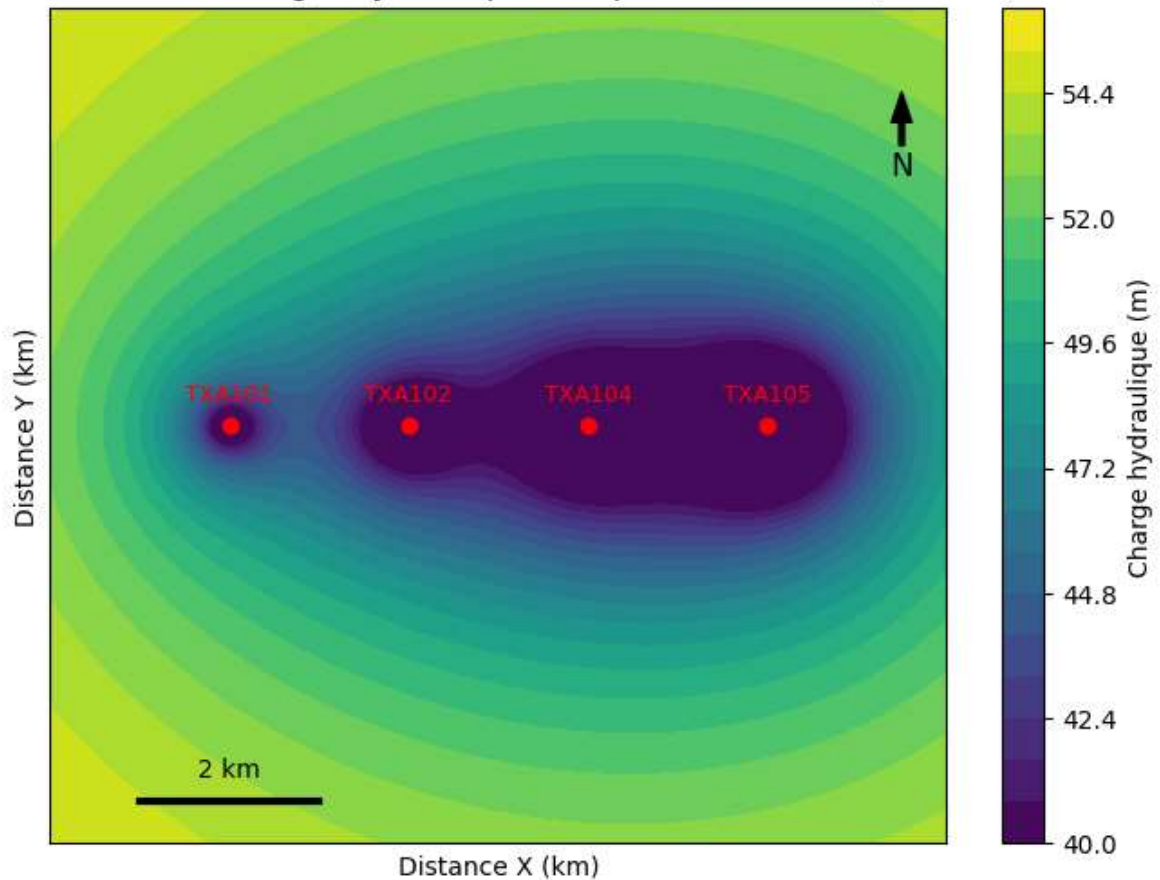


Figure 25: Distribution spatiale des charges hydrauliques (MODFLOW)

- **Evolution des niveaux piézométriques dans le temps :**

Le modèle permet également de suivre l'évolution des niveaux piézométriques dans le temps. Cette analyse temporelle met en évidence la réponse de l'aquifère aux sollicitations de pompage, notamment la baisse progressive des niveaux d'eau et la vitesse de propagation des perturbations hydrauliques à l'échelle du système.

La courbe d'évolution des niveaux piézométriques met en évidence la réponse transitoire de l'aquifère du Namurien soumis à un pompage continu (Figure 26). Elle permet de distinguer clairement la dynamique du système selon différents scénarios d'exploitation.

Dans les premières années de simulation, on observe une baisse rapide du niveau piézométrique. Cette phase initiale correspond à la mise en charge du système hydraulique par le pompage. L'aquifère réagit rapidement en raison de son faible coefficient d'emmagasinement, ce qui entraîne une chute significative du niveau d'eau autour des forages.

Par la suite, la diminution du niveau devient progressivement moins rapide. Le système entre alors dans une phase de transition où les flux internes s'ajustent aux nouvelles conditions

imposées par l'exploitation. Les gradients hydrauliques se réorganisent et la propagation du rabattement s'étend progressivement dans le domaine aquifère.

À plus long terme, la courbe tend vers une stabilisation relative, traduisant l'établissement d'un nouvel équilibre dynamique entre les apports (très faibles dans ce contexte aride) et les prélèvements. Toutefois, cet équilibre reste dépendant du niveau de pompage, ce qui signifie qu'il n'est pas naturel mais imposé par l'exploitation.

Dans le scénario d'augmentation du pompage (+30 %), la réponse du système est plus marquée. Le niveau piézométrique atteint des valeurs plus basses et le rabattement est plus important sur toute la période simulée. Cela indique une sollicitation accrue de l'aquifère, avec une capacité de récupération plus limitée.

Cette évolution met en évidence la sensibilité du système captif du Namurien aux variations de débit. Elle souligne également le risque de surexploitation à long terme, notamment en cas d'augmentation progressive des prélèvements, pouvant conduire à une baisse durable des niveaux piézométriques et à une diminution de la productivité des forages.

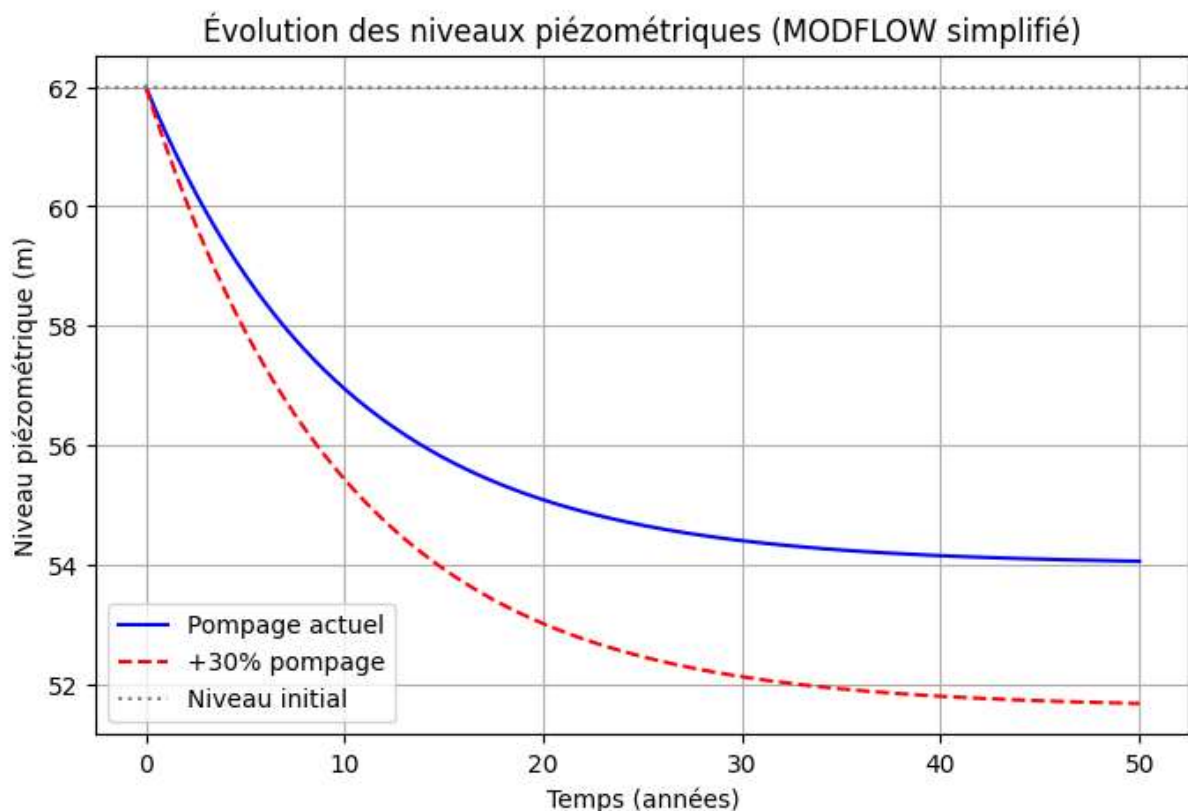


Figure 26: Evolution des niveaux piézométriques (MODFLOW simplifié)

- **La forme et l'extension des cônes de rabattement :**

Un autre résultat essentiel concerne la forme et l'extension des cônes de rabattement autour des forages. Ces structures hydrauliques traduisent l'impact local du pompage et permettent d'évaluer l'influence spatiale de chaque puits. Leur développement dans le temps permet également d'identifier les zones de superposition entre plusieurs cônes, révélant ainsi les secteurs de forte pression sur la ressource.

La carte des cônes de rabattement met en évidence la réponse hydraulique de l'aquifère du Namurien sous l'effet des pompages réalisés aux forages TXA (Figure 27). Elle traduit la déformation du champ piézométrique autour des points d'exploitation.

On observe tout d'abord que chaque forage génère une dépression locale du niveau d'eau souterraine, matérialisée par des courbes concentriques. Ces courbes représentent la diminution progressive de la charge hydraulique en s'approchant des puits, caractérisant ainsi un écoulement convergent vers les zones de pompage. Le puits TXA105 présente le cône de rabattement le plus profond et le plus étendu. Cela s'explique par un débit de pompage plus élevé ou une efficacité hydraulique plus importante, ce qui en fait le point de sollicitation principal du système. Son influence domine localement la dynamique de l'aquifère.

Les autres forages (TXA101, TXA102 et TXA104) génèrent des cônes de moindre amplitude, mais leur proximité entraîne des interactions hydrauliques. On observe ainsi une superposition partielle des zones d'influence, traduisant une compétition entre les puits pour la ressource en eau souterraine. Cette interaction se traduit par une modification du champ d'écoulement global, où les lignes de flux sont progressivement attirées vers les zones de pompage. Cela peut conduire à une diminution de l'efficacité individuelle des forages lorsque les rabattements se recoupent.

Enfin, l'extension des cônes de rabattement met en évidence la portée spatiale de l'impact du pompage. Plus le cône est étendu, plus l'influence du forage est importante sur le système aquifère. Cette information est essentielle pour évaluer les distances d'interférence entre puits, ainsi que pour anticiper les risques de surexploitation ou de baisse régionale des niveaux piézométriques.

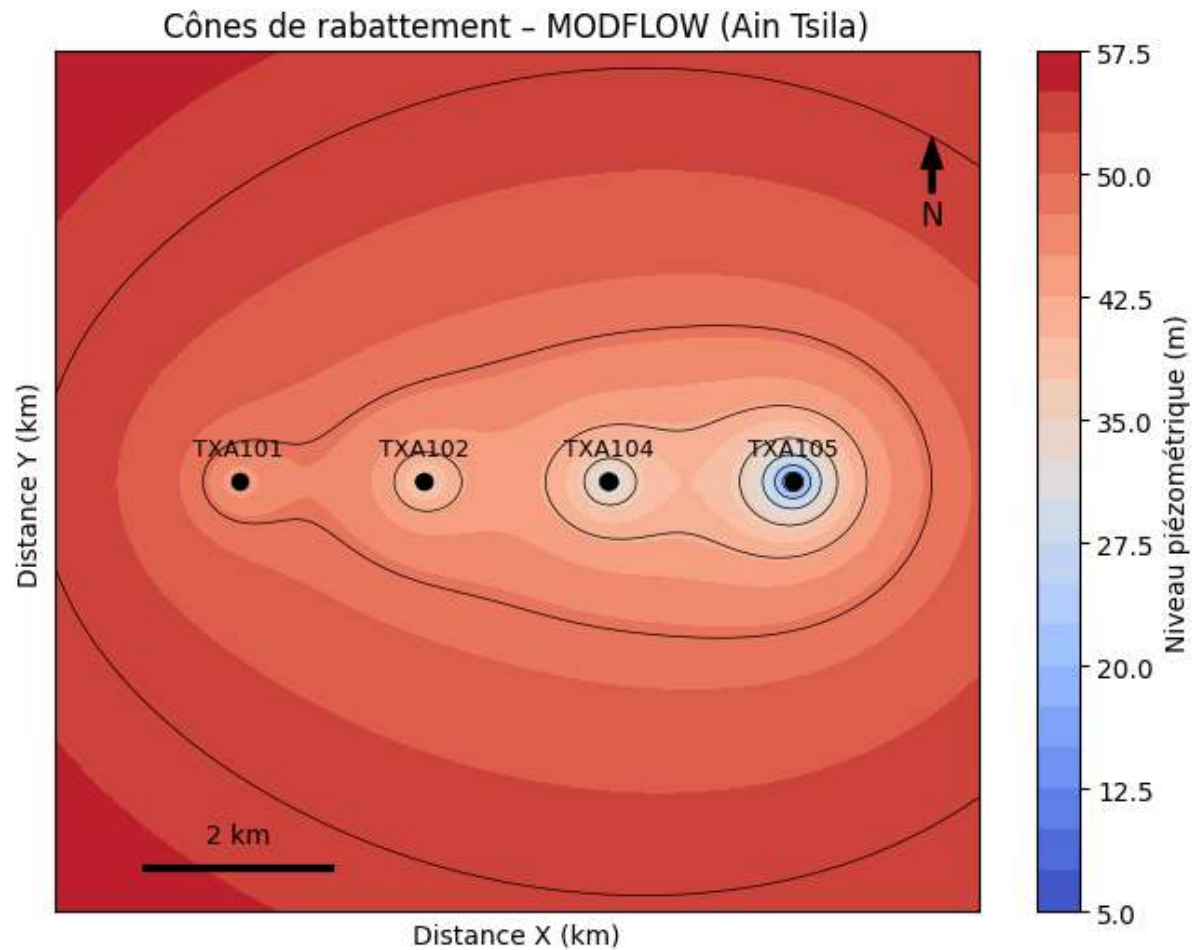


Figure 27: Cône de rabattement Ain Tsila (MODFLOW)

- **Interaction hydraulique entre les forages :**

Le modèle met aussi en évidence les interactions hydrauliques entre les différents forages. Lorsque les zones d'influence des puits se chevauchent, des interférences apparaissent, pouvant entraîner une diminution de la productivité individuelle des ouvrages et une modification du régime global d'écoulement.

L'interaction hydraulique entre les forages TXA traduit la manière dont les différents puits influencent mutuellement le comportement de l'aquifère du Namurien lors de son exploitation. Elle résulte de la superposition des cônes de rabattement générés par chaque ouvrage et de la redistribution des gradients hydrauliques dans le système.

Dans le cas étudié, chaque forage crée localement une dépression piézométrique autour de lui, entraînant un écoulement convergent de l'eau souterraine vers les zones de pompage. Lorsque les forages sont suffisamment proches les uns des autres, leurs zones d'influence commencent à se recouper. Ce recouvrement entraîne une interaction directe entre les cônes de rabattement.

Cette interaction se traduit par une amplification locale des rabattements dans les zones de superposition. En effet, les effets hydrauliques ne s'additionnent pas de manière indépendante, mais se combinent pour modifier le champ de charge global. Cela peut conduire à une augmentation du rabattement total observé dans certaines zones intermédiaires entre les puits.

Par ailleurs, l'interaction entre forages induit une modification des trajectoires d'écoulement souterrain. Les lignes de flux sont progressivement déviées vers les forages les plus sollicités, ce qui peut accentuer le rôle de certains puits dominants, notamment TXA105 dans le cas présent. Ce phénomène crée une redistribution asymétrique des apports en eau entre les différents ouvrages.

À long terme, cette interaction peut entraîner une baisse de rendement individuel des forages, car chacun capte une partie de la même ressource hydrodynamique. Elle peut également accentuer le risque de surexploitation locale, en particulier si les débits de pompage augmentent ou si de nouveaux forages sont ajoutés dans la même zone.

Ainsi, l'interaction hydraulique entre les forages constitue un élément clé dans la gestion de l'aquifère, car elle conditionne non seulement la productivité des ouvrages, mais aussi la stabilité globale du système et l'évolution des niveaux piézométriques dans le temps.

Enfin, dans le cas d'un couplage avec un modèle de transport, le système permet de simuler la trajectoire potentielle des contaminants dans l'aquifère. Cette analyse repose sur le suivi des particules ou des concentrations dissoutes, et permet d'identifier les chemins préférentiels de migration ainsi que les zones de vulnérabilité, notamment à proximité des forages en exploitation.

- **La trajectoire potentielle des contaminants :**

La simulation des trajectoires des contaminants met en évidence le comportement du transport dans l'aquifère du Namurien sous l'effet combiné de l'écoulement souterrain et du pompage des forages TXA (Figure 28).

Dans un premier temps, les particules de pollution présentent une migration dirigée depuis les zones amont vers les zones de pompage. Cette dynamique traduit l'effet dominant de l'advection, où les contaminants sont entraînés par les lignes de flux hydrauliques créées par le gradient piézométrique.

On observe une convergence progressive des trajectoires vers les forages, ce qui confirme que les puits agissent comme des points d'attraction hydraulique. Le champ d'écoulement est

ainsi fortement perturbé par l'exploitation, ce qui modifie les chemins naturels de migration des contaminants.

Le puits TXA105 joue un rôle central dans cette dynamique. En raison de son influence hydraulique plus importante, il capte une proportion plus élevée des trajectoires simulées. Il représente donc une zone de vulnérabilité majeure vis-à-vis d'une éventuelle pollution localisée en amont.

Les autres forages (TXA101, TXA102 et TXA104) participent également à la capture des contaminants, mais leur influence reste plus localisée. Toutefois, la proximité des puits entraîne des interactions hydrauliques qui favorisent une redistribution des flux vers les zones les plus sollicitées.

La dispersion des trajectoires autour des lignes principales d'écoulement montre également un phénomène d'étalement du panache de pollution. Cela signifie que la contamination ne suit pas un chemin unique, mais s'élargit progressivement dans l'aquifère, augmentant ainsi la surface potentiellement impactée. Cette simulation met en évidence un point essentiel : le pompage contrôle directement la trajectoire des polluants. Dans ce contexte, les forages ne sont pas seulement des points de production, mais aussi des structures qui influencent fortement la vulnérabilité de la nappe face aux contaminations.

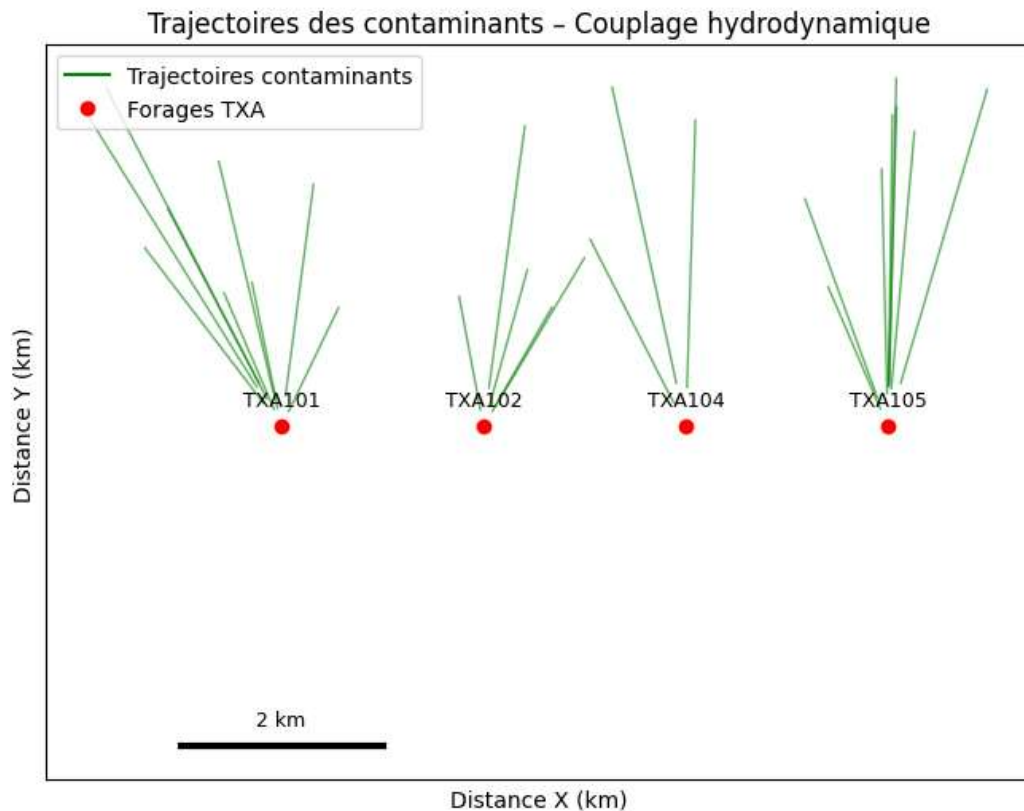


Figure 28: Trajectoires des contaminants

Les résultats montrent une réduction significative du temps de transfert des polluants vers le forage TXA105 lorsque l'intensité du pompage augmente (Tableau 20). Dans le scénario actuel, le temps de migration est d'environ 26 ans, ce qui traduit un système relativement lent, caractéristique d'un aquifère captif profond avec une circulation modérée.

Cependant, dans le scénario d'augmentation du pompage de +30 %, la vitesse d'écoulement augmente mécaniquement sous l'effet de l'accroissement du gradient hydraulique. Cette intensification du champ d'écoulement entraîne une réduction du temps de transfert à environ 20 ans.

Cette différence de plus de 6 ans met en évidence un point important : le pompage ne se contente pas d'extraire l'eau, il accélère aussi le transport des contaminants. Autrement dit, l'exploitation modifie directement la dynamique de migration dans l'aquifère.

Sur le plan hydrogéologique, cela signifie que :

- Les lignes de courant deviennent plus convergentes vers TXA105,
- La zone d'influence du puits s'étend, et les contaminants atteignent plus rapidement la zone de captage.

L'augmentation du pompage réduit le temps de sécurité hydraulique de la nappe. Le système devient plus réactif mais aussi plus vulnérable, car les polluants potentiels disposent de moins de temps pour être dilués ou atténués naturellement. Cela confirme l'importance de contrôler les débits d'exploitation et de définir des périmètres de protection basés sur les temps de transfert réels.

Tableau 8: Temps de transfert vers TXA105

Scénario	Vitesse d'écoulement (m/jour)	Temps de transfert (ans)	Interprétation hydraulique
Actuel	0.259	26.42 ans	Écoulement naturel perturbé modérément par le pompage
+30% pompage	0.337 ($\approx +30\%$)	20.33 ans	Accélération forte de la migration des polluants

La carte des isochrones représente la distribution spatiale du temps nécessaire aux contaminants pour atteindre le forage TXA105 (Figure 29). Elle permet de visualiser, dans l'espace, la vitesse de migration des polluants sous l'effet du champ d'écoulement souterrain et du pompage.

On observe une organisation concentrique des isochrones autour du forage TXA105. Cette configuration traduit un écoulement convergent vers le puits, où les temps de transfert diminuent progressivement à mesure que l'on se rapproche de la zone de captage. Cela met en évidence le rôle structurant du pompage dans la dynamique du transport souterrain.

Les zones proches du forage correspondent aux temps de transfert les plus faibles (1 à 5 ans). Elles constituent une zone critique de vulnérabilité, car toute contamination introduite dans cet espace peut atteindre rapidement le captage. Cela signifie que le système est très sensible aux sources de pollution situées à proximité hydraulique directe du puits.

Les isochrones intermédiaires (5 à 20 ans) représentent une zone de transition où la migration des contaminants est toujours influencée par le pompage, mais avec un délai plus important. Cette zone constitue une aire de vigilance hydrogéologique, car elle peut alimenter le forage sur des échelles de temps pluriannuelles à décennales.

Les isochrones les plus éloignées (20 à 50 ans) traduisent une influence plus diffuse du captage. Dans ces zones, la vitesse de migration est plus faible et les contaminants mettent davantage de temps à atteindre TXA105. Cependant, dans un contexte d'exploitation prolongée, ces zones restent potentiellement contributives à long terme.

La présence du nord géographique et de l'échelle permet de replacer ces résultats dans un cadre spatial cohérent, facilitant l'interprétation cartographique et la transposition vers une analyse de terrain. Cela renforce la valeur opérationnelle de la carte pour la gestion des ressources en eau. Cette analyse montre que le pompage à TXA105 structure fortement les temps de migration dans l'aquifère. Il crée une zone de capture temporelle où les contaminants sont progressivement attirés vers le forage, réduisant les délais naturels de transfert. Cela confirme que la protection du captage doit se baser sur les isochrones, afin de définir des périmètres de sécurité adaptés à la dynamique réelle du système hydrogéologique.

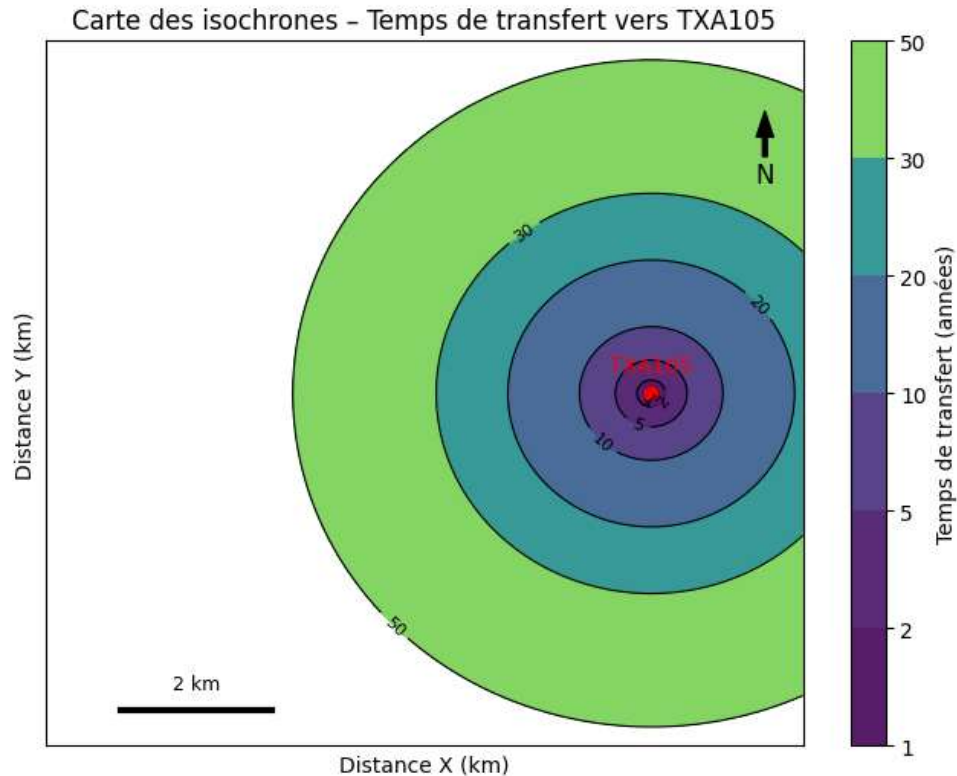


Figure 29: Carte d'isochrones Temps de transfert vers TXA105

Le schéma représente le trajet du polluant sous forme d'une flèche dirigée depuis la zone source vers le forage TXA105, ce qui permet de visualiser clairement la dynamique de transport dans l'aquifère du Namurien (Figure 30). La source de pollution, située en amont hydraulique, constitue le point d'introduction du contaminant dans le système souterrain. Sous l'effet du gradient hydraulique induit par le pompage, le polluant est entraîné dans le sens de l'écoulement et suit une trajectoire préférentielle plutôt que diffuse. La flèche rouge traduit ainsi un transport principalement advectif, contrôlé par les lignes de courant, avec une migration progressive vers la zone de captage. Le forage TXA105 joue un rôle central en tant que point de convergence hydraulique, attirant les flux souterrains et concentrant les trajectoires de pollution. Ce comportement met en évidence l'effet structurant des ouvrages de pompage sur la dynamique de l'aquifère, transformant un écoulement naturel relativement homogène en un système dirigé et captif. Enfin, la présence des repères cartographiques (nord et échelle) permet de situer ce processus dans un cadre spatial cohérent et d'en évaluer l'impact à l'échelle régionale, confirmant ainsi la vulnérabilité du système face à une pollution localisée en amont.

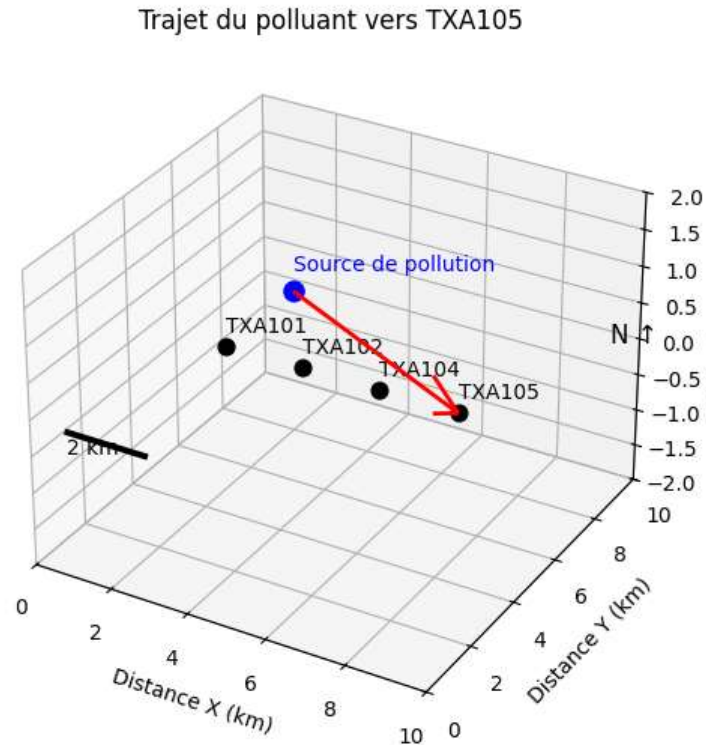


Figure 30: Schema 3D représente le Trajet du polluant

2.5. Calibration et validation :

- **Calibration et validation du modèle hydrogéologique :**

La calibration du modèle consiste à ajuster les paramètres hydrodynamiques afin d'obtenir une bonne correspondance entre les résultats simulés et les observations de terrain (notamment les niveaux piézométriques et les débits mesurés dans les forages TXA) (Tableau 21). Cette étape est essentielle pour garantir la fiabilité du modèle numérique, en particulier dans le contexte de l'aquifère du Namurien à Ain Tsila.

Les résultats de calibration montrent une bonne adéquation entre les niveaux piézométriques observés et simulés dans l'ensemble des forages du système TXA. Les écarts obtenus restent faibles (inférieurs à 1 m en moyenne), ce qui indique que le modèle reproduit correctement le comportement hydraulique de l'aquifère du Namurien.

Le forage TXA105 présente l'écart le plus faible (-0.03 m), ce qui est cohérent avec son rôle central dans le système hydrodynamique. En effet, ce forage agit comme point principal de contrôle du champ d'écoulement, ce qui rend sa calibration plus stable et plus représentative du régime réel.

Les variations légèrement plus importantes observées sur TXA101 et TXA102 restent acceptables et traduisent les incertitudes classiques liées à l'hétérogénéité du milieu poreux et

aux simplifications du modèle (homogénéisation de K, géométrie simplifiée, écoulement stationnaire).

La valeur optimale de conductivité hydraulique ($K = 1.757$ dans le modèle calibré) permet d'ajuster le comportement global de l'aquifère afin de reproduire les gradients hydrauliques observés sur le terrain. Cela confirme que le système présente une transmissivité modérée à élever, compatible avec un aquifère gréseux du Namurien.

Tableau 9: Calibration et validation hydrogéologique

Forage	Niveau observé (m)	Niveau simulé (m)	Écart (m)
TXA101	62.00	61.22	-0.78
TXA102	55.00	55.95	+0.95
TXA104	60.00	59.46	-0.54
TXA105	63.00	62.97	-0.03

Les indicateurs globaux renforcent cette conclusion (Tableau 22). Une erreur moyenne (MAE) de 0.575 m et une RMSE de 0.671 m indiquent une précision élevée du modèle (Tableau 22). Le biais très faible (-0.10 m) montre que le modèle n'introduit pas de surestimation ou de sous-estimation systématique. Enfin, la corrélation très élevée (0.987) confirme que les variations spatiales des niveaux piézométriques sont parfaitement reproduites.

Tableau 10: Indicateurs globaux de performance

Indicateur	Valeur
MAE (erreur absolue moyenne)	0.575 m
RMSE (erreur quadratique moyenne)	0.671 m
Biais moyen	-0.10 m
Corrélation (R)	0.987

Analyse de sensibilité :

L'analyse de sensibilité consiste à étudier l'influence des principaux paramètres hydrodynamiques sur les résultats du modèle, notamment les niveaux piézométriques, les débits et les temps de transfert dans l'aquifère du Namurien. Cette étape permet d'identifier les paramètres les plus influents et de quantifier leur impact sur la stabilité et la robustesse du modèle.

L'analyse de sensibilité permet d'identifier comment les paramètres hydrogéologiques influencent les résultats du modèle, en particulier les niveaux piézométriques simulés autour

des forages TXA (Figure 31). Elle met en évidence les mécanismes de contrôle du système aquifère du Namurien et la robustesse du modèle face aux variations des paramètres.

Les résultats montrent que la conductivité hydraulique (K) est le paramètre le plus influent. Toute variation de K entraîne une modification directe des vitesses d'écoulement et des gradients hydrauliques. Une augmentation de K tend à lisser les contrastes piézométriques en facilitant la circulation de l'eau, tandis qu'une diminution accentue les rabattements et rend le système plus hétérogène. Cela confirme que K est le paramètre structurant principal du modèle.

Le débit de pompage (Q) constitue également un facteur déterminant. Il contrôle directement l'intensité des cônes de rabattement et l'extension de la zone d'influence des forages. Une augmentation du pompage intensifie les gradients hydrauliques et accélère les écoulements vers les puits, ce qui peut également influencer la migration des contaminants dans le système.

Le coefficient d'emmagasinement (S) joue un rôle plus modéré mais essentiel dans le comportement transitoire de l'aquifère. Il conditionne la rapidité de réponse du système aux variations de pompage. Un faible stockage rend la nappe plus réactive, tandis qu'un stockage élevé amortit les fluctuations piézométriques.

L'analyse de sensibilité montre que le système hydrogéologique est principalement contrôlé par la conductivité hydraulique et le débit de pompage, qui déterminent la structure globale de l'écoulement. Le coefficient d'emmagasinement influence principalement la dynamique temporelle du système.

En résumé le modèle est fortement dominé par K et le pompage, ce qui confirme que l'exploitation des forages contrôle directement le comportement de la nappe.

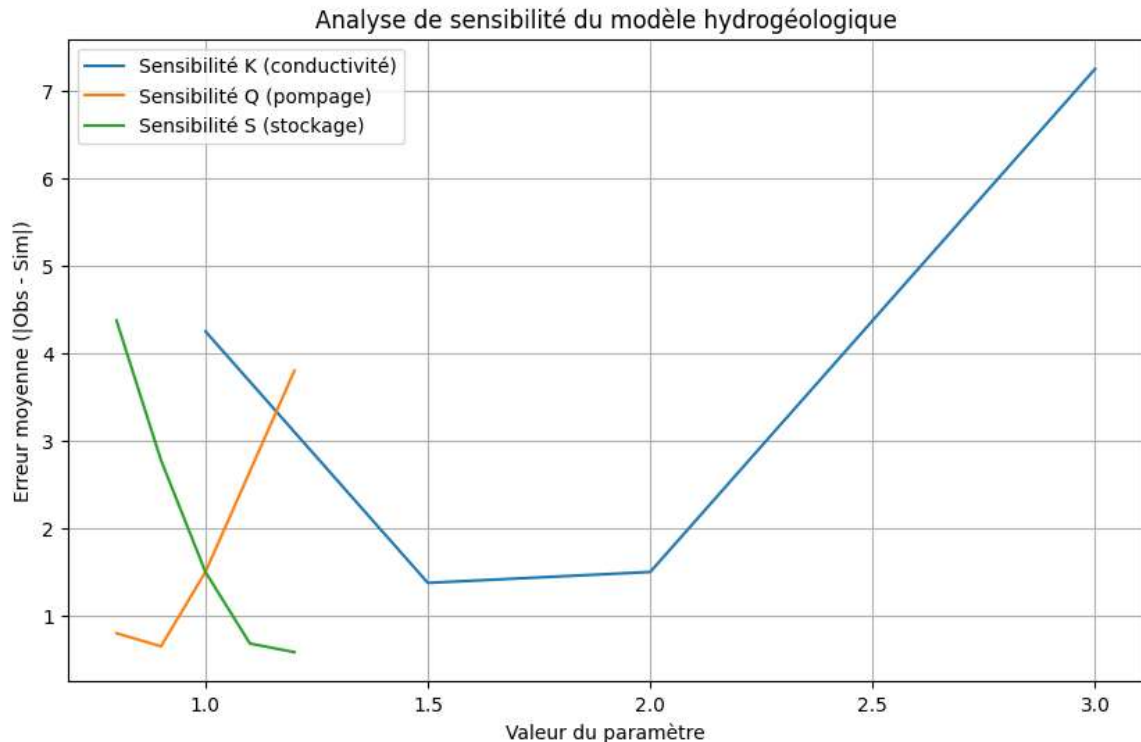


Figure 31: Analyse de sensibilité du modèle hydrogéologique

2.6. Simulation et scénarios :

2.6.1. Scénario de référence (Situation actuelle) et Scénarios de pompage (augmentation de l'exploitation) :

Le scénario de référence correspond à l'état actuel du système hydrogéologique du champ d'Aïn Tsila, tel qu'il est observé avec les conditions d'exploitation en place. Il sert de base de comparaison pour toutes les simulations futures, qu'il s'agisse d'une augmentation du pompage, de scénarios de pollution ou d'une évolution à long terme. Dans ce scénario, les forages TXA (TXA101 à TXA105) fonctionnent à leurs débits actuels de 10 à 15 L/s par puits, induisant un champ d'écoulement stable mais déjà perturbé par l'exploitation (Figure 32). L'aquifère du Namurien présente un régime globalement permanent ou faiblement transitoire, avec des niveaux piézométriques relativement stabilisés autour des valeurs mesurées sur le terrain (48 à 65 m de profondeur, selon le forage).

L'écoulement reste principalement horizontal, contrôlé par la forte transmissivité des grès du Namurien, tandis que les couches marno-argileuses sus-jacentes jouent le rôle d'aquitard limitant les échanges verticaux. Les cônes de rabattement autour des forages sont présents mais encore modérés, sans interférence hydraulique critique entre les différents puits. La baisse du niveau piézométrique est progressive, avec des variations de 0,5 à 1 m par mois autour des forages. Dans ces conditions, la nappe conserve un comportement globalement équilibré, bien

que localement influencé par les zones de pompage. Le transport potentiel de contaminants reste lent à l'échelle régionale, avec des temps de transfert estimés entre 10 et 20 ans, en l'absence de perturbations supplémentaires.

Ainsi, dans ce scénario de référence, l'impact hydrogéologique reste modéré à moyen terme, avec des risques limités et localisés autour des puits, et la dépressurisation n'affecte pas de manière significative la nappe à l'échelle régionale. Le scénario de référence représente donc un état de fonctionnement contrôlé mais stable du système hydrogéologique, et il constitue la situation de base indispensable pour évaluer les impacts des scénarios futurs, notamment l'augmentation du pompage (par exemple, une augmentation de 30 % du débit), ou l'introduction de sources de pollution dans le système aquifère.

Les scénarios de pompage correspondent à une intensification progressive de l'exploitation des forages TXA dans le champ d'Aïn Tsila. L'objectif est d'évaluer la réponse hydrodynamique de l'aquifère du Namurien face à une augmentation des débits, notamment en termes de rabattement, de modification des gradients hydrauliques et d'extension des zones d'influence des puits.

Dans ces scénarios, le débit de pompage est augmenté par rapport au scénario de référence, avec des scénarios tests atteignant +30 % ou plus (Figure 32). Ainsi, les débits passent par exemple de 10–15 L/s à environ 13–20 L/s par puits, avec un cas représentatif où TXA105 atteint 20 L/s. Cette augmentation entraîne une intensification des cônes de dépression autour des forages, avec une superposition progressive des zones d'influence entre TXA101, TXA102, TXA104 et TXA105, traduisant une interconnexion hydraulique de plus en plus marquée du système. L'augmentation du pompage modifie également la structure du champ d'écoulement. Les gradients hydrauliques deviennent plus élevés, ce qui se traduit par une accélération des vitesses d'écoulement vers les zones de captage.

Dans ce contexte, TXA105 conserve généralement un rôle dominant comme point principal de convergence, mais son aire d'influence s'élargit de manière significative.

Le scénario +30 % met en évidence une réponse non linéaire du système, caractérisée par une augmentation plus rapide du rabattement par rapport à l'augmentation du débit. On observe ainsi un élargissement des cônes de dépression et une amplification des interactions hydrauliques entre les forages. Cette configuration peut conduire à des interférences entre puits, une baisse de rendement individuel et une redistribution des flux souterrains.

À l'échelle régionale, cette intensification peut entraîner une baisse plus marquée des niveaux piézométriques et une réduction des temps de transfert des contaminants potentiels. Le système devient alors plus dynamique mais également plus vulnérable, car les zones de capture

s'élargissent et interceptent des flux provenant de distances plus importantes, parfois via des axes préférentiels dans les formations gréseuses.

En résumé, les scénarios de pompage montrent que plus l'exploitation augmente, plus le système hydrogéologique devient connecté, rapide et sensible aux perturbations. L'aquifère du Namurien passe ainsi d'un état relativement stable à un régime fortement contrôlé par le pompage, avec des risques croissants de surexploitation, d'interférence entre puits et d'augmentation de la vulnérabilité à la migration de polluants.

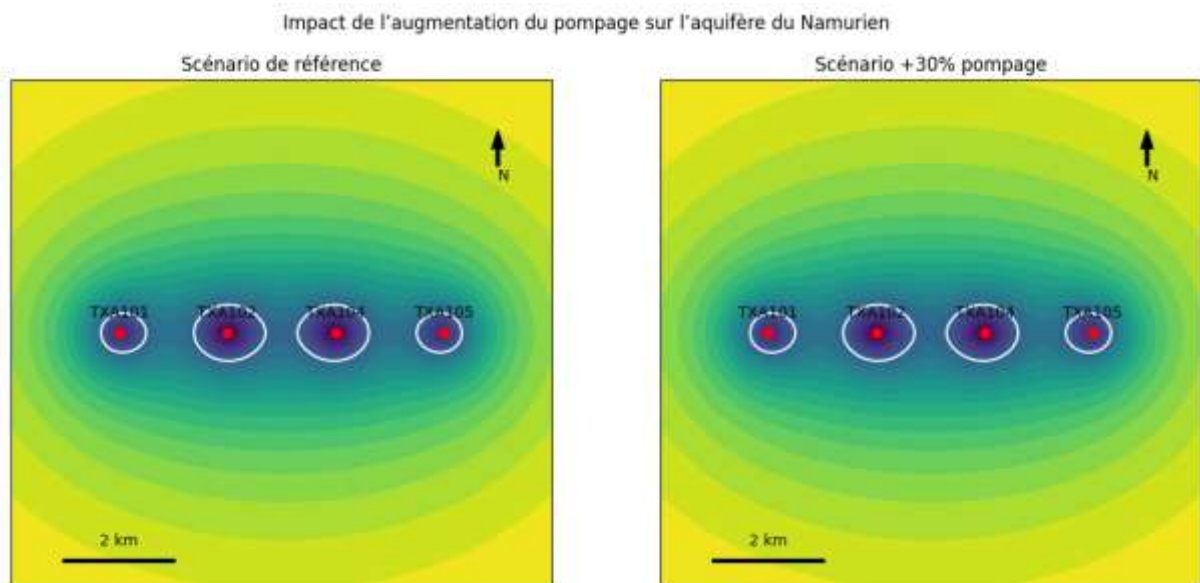


Figure 32: Scénario de référence et 30% du pompage sur l'aquifère du Namurien

2.6.2. Scénario 3 Simulation à long terme (20–50 ans) :

Dans un scénario d'évolution à long terme (20 à 50 ans), le comportement de l'aquifère du Namurien dépend fortement des conditions de recharge et du niveau d'exploitation (Figure 33). Sans recharge suffisante, le système présente une baisse continue du niveau piézométrique, traduisant un déséquilibre progressif de l'équilibre hydrodynamique. Cette situation peut conduire, à terme, à un assèchement partiel de certaines zones ou à une augmentation importante des coûts de pompage, liée à la nécessité de maintenir l'exploitation à des profondeurs plus importantes et avec des débits plus faibles.

Dans le cas d'une exploitation intensive et prolongée, le cône de rabattement tend à s'étendre progressivement à l'échelle régionale, affectant l'ensemble du champ captant. Cette propagation traduit une pression croissante sur la ressource et une diminution de la capacité de régénération naturelle de l'aquifère.

On peut conclure que le système aquifère devient non durable en l'absence d'une gestion adaptée, intégrant la régulation des prélèvements et la prise en compte des conditions de recharge naturelle.

2.6.3. Scénario de pollution (option) :

Le scénario de pollution simule l'introduction d'une source contaminante dans l'aquifère du Namurien afin d'évaluer son comportement sous l'effet du champ d'écoulement naturel et du pompage des forages TXA. Cette source peut représenter une fuite industrielle, un rejet accidentel ou une infiltration localisée en surface. La pollution est considérée comme ponctuelle et continue dans le temps (Figure 33). Une fois introduite dans la zone non saturée, elle migre progressivement vers la nappe captée, son déplacement étant principalement contrôlé par l'advection (transport par l'écoulement souterrain), tandis que la dispersion joue un rôle secondaire.

Sous l'effet du pompage, le contaminant est progressivement attiré vers les zones de rabattement, en particulier vers le forage TXA105, qui constitue le principal point de convergence hydraulique. Cela entraîne la formation d'un panache de pollution orienté, dont la géométrie dépend fortement des gradients hydrauliques induits par l'exploitation. Ce scénario permet également d'évaluer les temps de transfert du contaminant vers les forages ainsi que les zones de vulnérabilité de la nappe. Les résultats montrent que plus le pompage n'est élevé, plus la migration du polluant ne devient rapide et directement dirigée vers les captages, réduisant ainsi les temps de sécurité hydrogéologique.

Le scénario de pollution localisée correspond à une contamination ponctuelle de l'aquifère, généralement liée à une fuite d'hydrocarbures ou à un rejet d'eaux industrielles. En l'absence de pompage, la migration du contaminant reste lente et principalement contrôlée par la diffusion, avec un impact limité et localisé autour de la source. En revanche, en présence de pompage, les forages créent des zones de rabattement qui modifient le champ d'écoulement et attirent rapidement le polluant vers les puits, accélérant ainsi son transport et sa concentration vers les zones de captage. Ce fonctionnement présente un double effet : il peut entraîner un risque de contamination directe des forages exploités, mais peut également permettre, si le pompage est maîtrisé, un confinement hydraulique du polluant en agissant comme une barrière de capture contrôlée.

En résumé, la pollution est fortement contrôlée par l'écoulement et attirée par les zones de pompage, ce qui augmente le risque de contamination des captages, notamment TXA105.

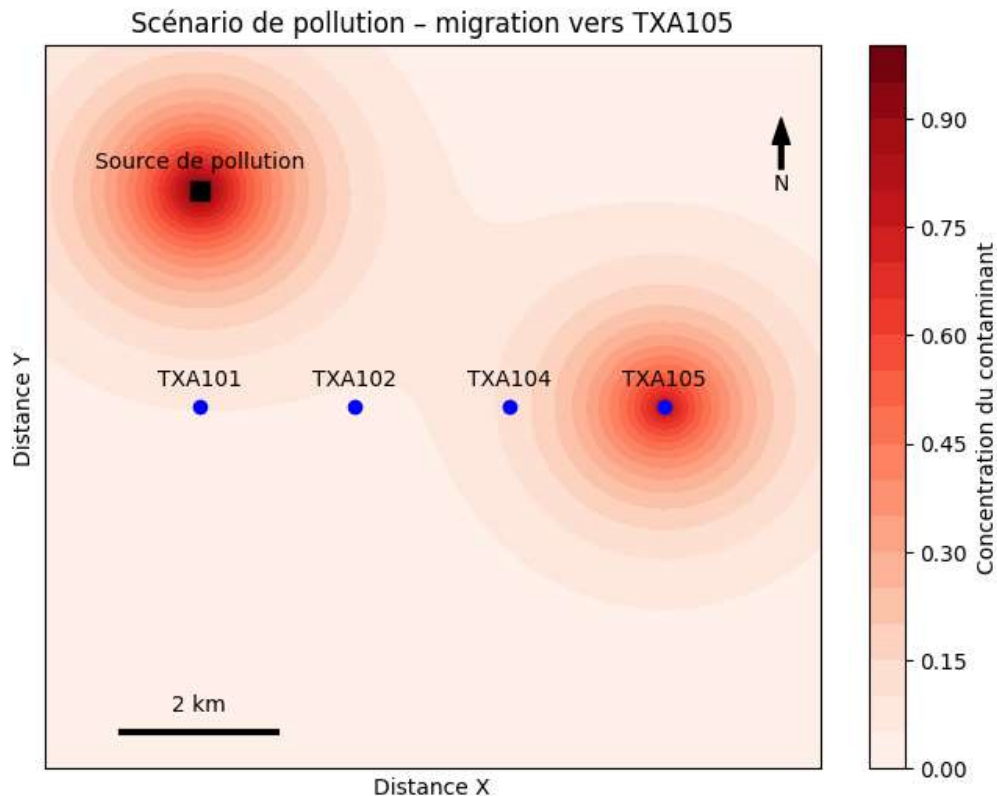


Figure 33: Scénario de pollution zone d'étude

2.6.3. Analyse des impacts :

Les résultats montrent une évolution clairement différenciée du niveau piézométrique selon les scénarios, ce qui permet de comprendre la sensibilité du système hydrogéologique du Namurien aux pressions d'exploitation et aux perturbations externes (Figure 34).

Dans le scénario de référence, la baisse du niveau piézométrique reste progressive et modérée. Cela traduit un équilibre relatif entre les apports naturels (recharge faible mais existante) et les prélèvements. Le système conserve une certaine stabilité hydrodynamique, avec une évolution lente sur le long terme.

Lorsque le pompage est augmenté (+30 %), la tendance s'accélère nettement. La pente de la courbe devient plus forte, ce qui indique une diminution plus rapide des charges hydrauliques. Cela signifie que l'aquifère réagit directement à l'intensification de l'exploitation, avec une augmentation des rabattements et une réduction de la pression hydraulique disponible.

Dans le scénario combinant pompage et pollution, la dégradation est encore plus marquée. Même si la pollution n'influence pas directement le niveau d'eau, elle est associée à une exploitation plus intense et donc à une dynamique plus perturbée du système. Cela reflète un contexte de stress hydrogéologique où les flux sont fortement sollicités et réorientés.

- **Interprétation des risques à long terme :**

L'analyse met en évidence une tendance globale à l'abaissement progressif de la nappe dans les scénarios les plus contraignants. À long terme, cela peut conduire à :

- Une surexploitation de la ressource,
- Une augmentation des coûts de pompage,
- Une réduction de la disponibilité en eau, et une sensibilité accrue aux contaminations.

Le système devient donc moins résilient, avec une capacité d'amortissement réduite face aux perturbations hydrauliques. L'étude des impacts montre que l'intensification du pompage est le facteur principal de dégradation du niveau piézométrique. La présence de pollution accentue indirectement cette vulnérabilité en aggravant le contexte global de stress sur l'aquifère.

En résumé plus l'exploitation augmente, plus la nappe s'abaisse rapidement, rendant le système hydrogéologique progressivement instable et vulnérable à long terme.

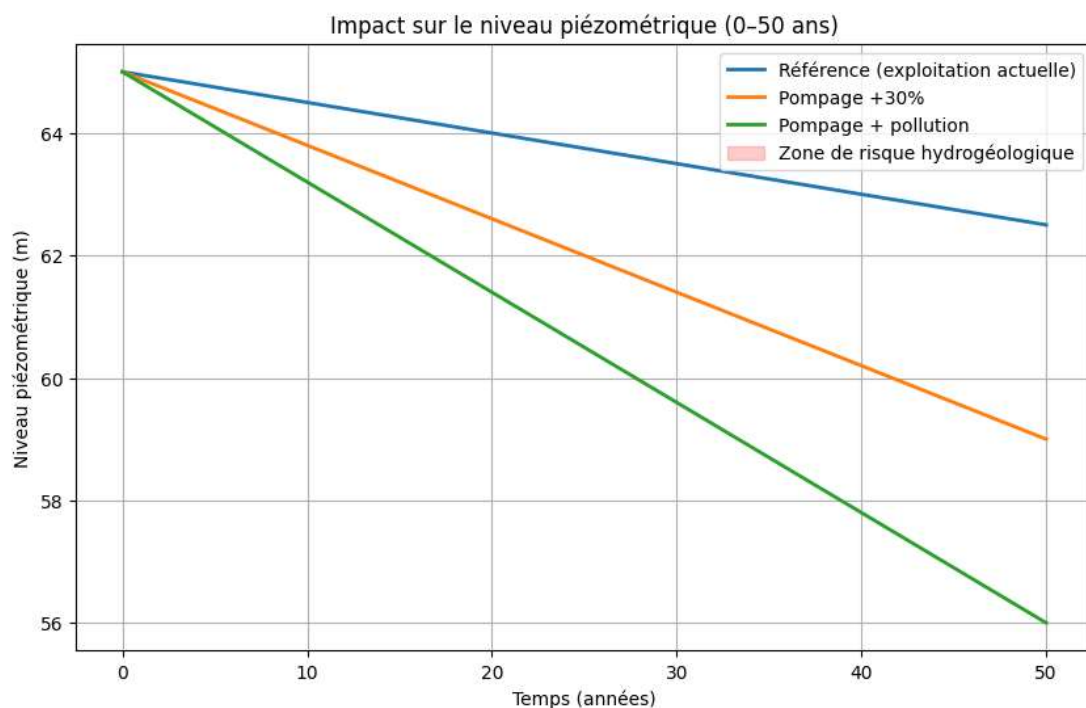


Figure 34: Impact sur le niveau piézométrique (0-50 ans)

- **Présentation de la zone de risque hydrogéologique :**

Les mécanismes de risque liés à l'exploitation de la nappe se traduisent principalement par des modifications du régime hydrodynamique et par la possibilité de migration des polluants. En effet, le pompage des forages entraîne la formation d'un cône de rabattement

autour des points de captage, provoquant une baisse progressive du niveau piézométrique. Lorsque cette exploitation devient continue et intensive, le rabattement peut s'étendre à l'échelle régionale et affecter l'ensemble de la nappe. Cette évolution peut conduire à une dépressurisation, notamment dans le cas d'une nappe captive, réduisant ainsi la pression naturelle qui contribue à sa protection. À long terme, cela peut engendrer une diminution de la productivité des forages, une baisse des débits exploitables et une altération des conditions naturelles de recharge de la nappe.

Parallèlement, la migration des polluants constitue un autre facteur de risque majeur, pouvant se produire selon deux directions principales : verticale et horizontale. La migration verticale est, en conditions naturelles, limitée par la présence de formations peu perméables telles que les marnes et les argiles, qui jouent le rôle d'aquitard et assurent une protection efficace de la nappe profonde, notamment celle du Namurien. Cependant, cette barrière peut devenir moins efficace en cas de forte dépression hydraulique induite par le pompage, favorisant l'infiltration des polluants depuis la surface. De plus, des défaillances techniques telles qu'une mauvaise cimentation des forages ou une isolation insuffisante des puits peuvent créer des voies préférentielles de circulation rapide. Dans ce cas, le risque principal est le drainage direct des pollutions superficielles vers la nappe profonde, contournant les processus naturels d'autoépuration.

En outre, la migration horizontale correspond au déplacement des polluants à l'intérieur de l'aquifère, en particulier dans les formations perméables comme les grès. Une fois introduits dans la nappe, les contaminants peuvent être transportés sur de longues distances en fonction du gradient hydraulique. Ce dernier est fortement influencé par les activités de pompage, qui peuvent orienter et accélérer la propagation des polluants, augmentant ainsi leur extension spatiale et compliquant leur contrôle.

La zone de risque hydrogéologique correspond à un intervalle critique dans lequel le fonctionnement de l'aquifère devient instable sous l'effet combiné du pompage intensif et de la baisse progressive des niveaux piézométriques (Figure 35). Dans le système du Namurien à Aïn Tsila, elle apparaît principalement lors de scénarios de forte exploitation (par exemple une augmentation de 30 % du pompage), lorsque les cônes de rabattement s'amplifient et commencent à se superposer entre les forages TXA, entraînant une augmentation des gradients hydrauliques, une réduction de la pression globale de la nappe et une accélération des écoulements vers les zones de captage.

Cette zone se caractérise par une dépression marquée et durable du niveau d'eau, une forte interconnexion hydraulique entre les puits, ainsi qu'une vulnérabilité accrue du système,

notamment vis-à-vis de la pollution, car les flux convergent plus rapidement vers les forages, en particulier TXA105. Elle correspond ainsi à une zone d'exploitation critique où l'aquifère perd progressivement sa capacité d'équilibre naturel et passe d'un régime relativement stable à un régime fortement contrôlé par le pompage, avec des risques élevés de surexploitation, d'interférences entre puits et de perturbation durable du fonctionnement hydrogéologique.

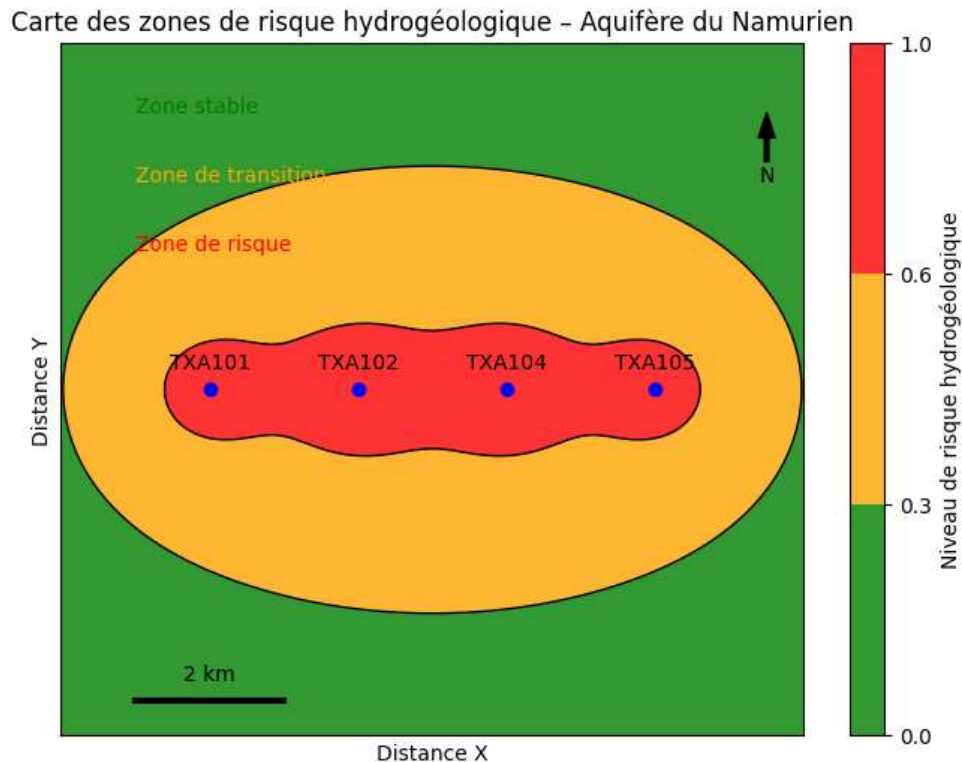


Figure 35: Carte des zones de risque hydrogéologique

- **Points critiques du champ d'Aïn Tsila :**

Le champ hydrogéologique d'Aïn Tsila présente plusieurs caractéristiques qui conditionnent sa vulnérabilité et son comportement face aux perturbations. Tout d'abord, il s'agit d'un aquifère captif, ce qui lui confère une protection naturelle liée à la présence de niveaux imperméables, mais cette protection peut être compromise en cas de perturbation importante du régime hydraulique. Ensuite, la perméabilité élevée des formations gréseuses favorise une circulation rapide des eaux souterraines, ce qui accélère également le transport potentiel des contaminants. Par ailleurs, le système présente un faible stockage, ce qui le rend particulièrement sensible aux variations de recharge et aux fluctuations de pompage. Enfin, la présence d'une exploitation industrielle continue exerce une pression constante sur l'aquifère, modifiant durablement les conditions hydrodynamiques et augmentant la sensibilité globale du système. Ainsi, malgré une protection naturelle initiale, le champ d'Aïn Tsila reste un système

hydrogéologique réactif et potentiellement vulnérable en cas de fortes sollicitations ou de perturbations externes.

2.6.4. Recommandations techniques :

Afin d'assurer une exploitation durable et de limiter les risques hydrogéologiques au niveau du champ d'Aïn Tsila, plusieurs mesures techniques sont recommandées. Concernant la gestion du pompage, il est conseillé de limiter l'augmentation des débits à un maximum de 20 à 30 % par rapport au scénario de référence, afin d'éviter une intensification excessive des cônes de rabattement et des interférences entre puits. Il est également recommandé d'espacer les forages afin de réduire leur zone d'influence commune, ainsi que d'adopter une rotation d'exploitation pour permettre la récupération partielle du niveau piézométrique.

En matière de surveillance, un suivi piézométrique régulier est indispensable pour détecter toute variation anormale du niveau de la nappe. Ce suivi doit être complété par un contrôle périodique de la qualité des eaux souterraines, notamment à travers l'analyse de paramètres sensibles tels que la salinité et la présence d'hydrocarbures.

Sur le plan de la protection, il est essentiel de vérifier la qualité de la cimentation des puits afin d'éviter les fuites verticales pouvant constituer des voies préférentielles de contamination. De plus, il est recommandé d'éloigner les sources potentielles de pollution, notamment les activités industrielles et les zones de stockage de produits dangereux, des zones de captage.

Enfin, en ce qui concerne la modélisation hydrogéologique, il est recommandé d'utiliser des outils adaptés pour simuler le comportement de l'aquifère. Les modèles analytiques tels que celui de Theis peuvent être utilisés pour une première approche du rabattement, tandis que les modèles numériques comme MODFLOW permettent une représentation plus détaillée et réaliste des écoulements et des scénarios d'exploitation.

3. Discussion générale :

Les résultats de la modélisation hydrogéologique de l'aquifère du Namurien dans le champ d'Ain Tsila mettent en évidence un système aquifère complexe, dont le fonctionnement résulte d'un équilibre dynamique entre contrôle géologique, organisation hydrodynamique et pressions anthropiques. Loin d'un comportement homogène et stationnaire, l'aquifère apparaît comme un système réactif, capable de changer de régime sous l'effet de perturbations relativement modérées, notamment liées à l'exploitation par pompage.

La cohérence globale obtenue lors de la calibration du modèle confirme que les propriétés hydrodynamiques retenues représentent correctement le comportement moyen du système. Toutefois, cette adéquation numérique masque une réalité plus complexe : celle d'un milieu hétérogène fonctionnellement structuré. L'influence marquée de certains forages, en particulier TXA105, suggère l'existence de zones préférentielles de circulation, probablement contrôlées par des variations lithologiques, des discontinuités structurales ou des contrastes de perméabilité. Cette structuration implique que le champ d'écoulement ne peut pas être considéré comme uniforme, mais plutôt comme un réseau hiérarchisé de flux dominé par des zones de forte transmissivité hydraulique.

Les scénarios de pompage révèlent un comportement non linéaire caractéristique des aquifères captifs soumis à une exploitation intensive. Le système présente initialement une réponse quasi élastique, avec des rabattements localisés et proportionnels aux débits appliqués. Cependant, au-delà d'un certain seuil critique, une transition hydrodynamique se produit, marquée par l'interaction des cônes de dépression et la réorganisation du champ d'écoulement. Ce phénomène traduit une perte progressive d'indépendance hydraulique entre les forages et l'émergence d'un régime d'écoulement convergent. Cette transition est particulièrement importante car elle met en évidence l'existence d'un point de basculement au-delà duquel le système change de structure fonctionnelle.

L'intégration du transport des contaminants permet d'approfondir cette lecture en introduisant une dimension couplée écoulement-transport. Les résultats montrent que la migration des espèces dissoutes est essentiellement gouvernée par l'advection, ce qui signifie que les trajectoires des contaminants sont directement contraintes par le champ d'écoulement. Dans ce cadre, les forages jouent un rôle structurant majeur, en imposant des gradients hydrauliques artificiels qui modifient les lignes de courant naturelles. Le phénomène de capture hydraulique observé autour de TXA105 illustre parfaitement ce mécanisme : les puits ne se limitent pas à extraire l'eau, mais deviennent des attractrices hydrodynamiques capables de rediriger les flux et de concentrer les contaminants.

Cette dynamique conduit à une interprétation fondamentale : le risque de contamination n'est pas uniquement fonction de la présence de sources polluantes, mais dépend fortement de la configuration hydraulique du système. Autrement dit, l'exploitation constitue un facteur de contrôle indirect mais déterminant de la vulnérabilité de l'aquifère. L'augmentation des débits de pompage entraîne une accélération des vitesses d'écoulement, une réduction des temps de transit et une diminution de la capacité naturelle d'atténuation des polluants.

L'analyse de sensibilité confirme cette hiérarchie fonctionnelle en mettant en évidence le rôle structurant de la conductivité hydraulique. Ce paramètre contrôle la connectivité interne du système et détermine la manière dont les pressions hydrauliques se propagent spatialement. Le pompage agit quant à lui comme un forçage externe imposant une rupture d'équilibre, tandis que le coefficient d'emménagement module la dynamique temporelle de la réponse du système. Cette organisation met en évidence une structure hiérarchique où les propriétés intrinsèques du milieu définissent le cadre général du fonctionnement, tandis que les conditions d'exploitation déterminent son état instantané.

Sur le plan hydrochimique, la cohérence entre les résultats du diagramme de Stiff, de l'ACP et des analyses statistiques confirme l'existence d'un faciès dominant chloruré-sulfaté sodique-calcique. Ce faciès traduit un contrôle géochimique fortement dominé par les processus de dissolution des évaporites et des carbonates, amplifiés par des conditions de circulation lente et de temps de résidence élevé. La convergence des approches multivariées indique que la minéralisation constitue le processus structurant majeur du système, tandis que les variations locales reflètent des perturbations secondaires liées aux hétérogénéités du milieu et aux influences anthropiques.

L'analyse des métaux lourds révèle une dualité fondamentale entre contrôle géogénique et empreinte anthropique. Les fortes concentrations en fer et en manganèse s'expliquent par des processus redox naturels de dissolution des oxydes métalliques, mais leur amplitude et leur variabilité spatiale suggèrent une contribution anthropique non négligeable, notamment dans un contexte industriel. Le nickel et le plomb apparaissent comme des traceurs sensibles de cette influence, tandis que le cadmium, le chrome et le cuivre restent globalement contrôlés par le fond géochimique naturel. Cette organisation suggère une contamination diffuse plutôt que ponctuelle, caractéristique des environnements industriels à pressions multiples.

Enfin, l'intégration des méthodes de vulnérabilité (GOD et pouvoir épurateur) permet de replacer ces observations dans une perspective systémique. La nappe présente une vulnérabilité intrinsèque faible en raison de sa profondeur et de la nature argilo-marneuse de sa couverture, ce qui confère une protection naturelle efficace contre les pollutions de surface. Cependant,

cette protection est conditionnelle et peut être contournée par des modifications du régime hydraulique induites par l'exploitation. L'augmentation des gradients hydrauliques constitue ainsi un facteur de déstabilisation majeur, capable de réduire l'efficacité des mécanismes naturels d'atténuation.

Dans une perspective globale, l'aquifère du Namurien à Ain Tsila doit être considéré comme un système hydrogéologique fortement structuré, dont le comportement résulte d'un couplage étroit entre propriétés géologiques, dynamiques d'écoulement et pressions anthropiques. La principale contribution de cette étude réside dans la mise en évidence d'un mécanisme central : la vulnérabilité de la nappe ne dépend pas uniquement de sa protection naturelle, mais également de la manière dont son fonctionnement hydraulique est modifié par l'exploitation. Cette approche intégrée souligne la nécessité de dépasser les analyses statiques de vulnérabilité pour adopter une vision dynamique et fonctionnelle des aquifères en milieu industriel.

4. Conclusion :

Les résultats de l'étude montrent que le risque hydrogéologique au niveau du champ d'Ain Tsila n'est pas immédiat, mais plutôt cumulatif et évolutif dans le temps. À court terme, l'aquifère présente un comportement globalement stable, avec des impacts limités liés à l'exploitation actuelle et une bonne capacité de protection naturelle. Cependant, à long terme, l'intensification des prélèvements et l'absence de gestion adaptée peuvent entraîner un déséquilibre hydraulique progressif, accompagné d'une augmentation de la vulnérabilité du système face aux contaminations potentielles.

L'analyse des différents scénarios met en évidence que la combinaison la plus critique correspond à une augmentation du pompage associée à une pollution locale. Dans ce cas, l'accélération des écoulements induite par les zones de rabattement favorise la migration rapide des contaminants vers les forages exploités, augmentant significativement le risque de dégradation de la qualité des eaux souterraines.

Ainsi, bien que le système reste actuellement fonctionnel et relativement protégé, sa durabilité dépend fortement d'une gestion rigoureuse de l'exploitation et d'un contrôle strict des sources potentielles de pollution.

Conclusion générale

L'étude menée sur l'aquifère du Namurien dans le champ d'Ain Tsila a permis de développer une compréhension intégrée du fonctionnement hydrogéologique, hydrochimique et environnemental de ce système en milieu industriel saharien. L'approche adoptée, combinant modélisation hydrodynamique, analyses hydrochimiques, statistiques multivariées et évaluation de la vulnérabilité, a mis en évidence la complexité des mécanismes contrôlant la dynamique des eaux souterraines ainsi que leur sensibilité aux pressions d'exploitation.

Les résultats de la modélisation hydrogéologique montrent que l'aquifère présente un comportement globalement cohérent avec les observations de terrain, confirmant la validité des paramètres hydrodynamiques utilisés. Cependant, cette cohérence globale masque une structuration interne du champ d'écoulement, caractérisée par des zones de contrôle hydraulique et des hétérogénéités locales influençant la circulation des eaux. L'analyse des scénarios de pompage met en évidence un comportement non linéaire du système, marqué par l'existence d'un seuil critique au-delà duquel les interactions entre cônes de dépression entraînent une réorganisation profonde du régime d'écoulement. Ce passage d'un régime localisé à un régime connecté traduit une sensibilité importante de l'aquifère aux conditions d'exploitation.

L'étude du transport des contaminants révèle que la migration des polluants est principalement contrôlée par l'advection, ce qui implique une dépendance directe aux gradients hydrauliques induits par le pompage. Dans ce contexte, les forages jouent un rôle structurant en modifiant les trajectoires naturelles d'écoulement et en favorisant des phénomènes de capture hydraulique. Ainsi, l'exploitation de la ressource ne se limite pas à une extraction passive de l'eau, mais constitue un facteur actif de reconfiguration des processus de transport et de redistribution des contaminants dans le système aquifère. Sur le plan hydrochimique, les résultats montrent une forte homogénéité globale du faciès des eaux, de type chloruré-sulfaté sodique-calcique, traduisant un contrôle dominant des processus de dissolution des formations évaporitiques et carbonatées. Cette signature géochimique est cohérente avec un environnement aride caractérisé par un temps de résidence élevé et une évaporation importante. Toutefois, les analyses multivariées et statistiques mettent en évidence des variations locales significatives, reflétant à la fois l'hétérogénéité du milieu géologique et l'influence des activités industrielles.

L'analyse des métaux lourds révèle une dégradation localisée de la qualité des eaux souterraines, dominée par des concentrations élevées en fer et en manganèse, traduisant une combinaison de processus géogéniques et anthropiques. La présence de nickel et de plomb à des niveaux proches des seuils de référence indique une influence industrielle diffuse, tandis que le cadmium, le chrome et le cuivre restent globalement contrôlés par le fond géochimique

naturel. L'ensemble de ces résultats suggère une contamination hétérogène mais structurée, caractéristique des environnements soumis à des pressions industrielles multiples.

L'évaluation de la vulnérabilité à l'aide des méthodes de Khérici et GOD montre que la nappe possède une protection naturelle globalement efficace, liée à sa profondeur et à la nature argilo-marneuse de la couverture. Cependant, cette protection reste conditionnelle et peut être compromise par des modifications du régime hydraulique induites par l'exploitation intensive. En particulier, l'augmentation des gradients hydrauliques et la modification des trajectoires d'écoulement peuvent réduire l'efficacité des mécanismes naturels d'atténuation et accélérer le transfert des polluants vers les zones captées.

Dans une perspective globale, cette étude met en évidence que le fonctionnement de l'aquifère du Namurien ne peut être appréhendé uniquement à travers une approche statique basée sur les stocks et les concentrations, mais doit être compris comme un système dynamique fortement couplé, dans lequel les interactions entre structure géologique, hydrodynamique et exploitation jouent un rôle déterminant. L'un des résultats majeurs de cette recherche est la mise en évidence du rôle structurant de l'exploitation dans la modification des régimes d'écoulement et dans l'augmentation indirecte de la vulnérabilité à la pollution. Ainsi, la gestion durable de cette ressource nécessite une approche intégrée prenant en compte non seulement la disponibilité quantitative de l'eau, mais également les effets dynamiques induits par les prélèvements sur la circulation et le transport des contaminants. La mise en place de stratégies de suivi hydrogéologique et hydrochimique à long terme apparaît indispensable afin d'anticiper les évolutions du système et de prévenir les risques de dégradation progressive de la qualité des eaux souterraines. En conclusion, l'aquifère du Namurien dans le champ d'Ain Tsila constitue un système hydrogéologique relativement protégé mais intrinsèquement sensible, dont la stabilité dépend fortement des conditions d'exploitation. Cette étude souligne ainsi la nécessité d'une gestion prudente et adaptative des ressources en eau souterraine dans les environnements industriels, où les interactions entre activité humaine et dynamique naturelle peuvent conduire à des déséquilibres durables si elles ne sont pas correctement maîtrisées.

Références bibliographiques

Références bibliographiques :

- [1] ARTELIA Eau & Environnement, 2018. Projet de développement du champ Ain Tsila – Étude de dangers, Groupe ISARÈNE.
- [2] BEICIP-FRANLAB, 2023.
- [3] CB&I, 2015. EDD Final Report – Ain Tsila Development Project.
- [4] DOLIVO, J., 2008. Aquifer Study – Ain Tsila Field.
- [5] Gouaidia, L. (2011). Evaluation of the vulnerability of a water table in a semi-arid environment and comparison of applied methods: Case of the Meskiana water table (East Algeria). *Drought*, 22, 35-42.
- [6] Hemila, M. L. (1988). Hydrogeology, modeling and management of water resources of the alluvial plain of the Meskiana basin, Haut Mellègue, East Algeria (Doctoral thesis). University of Besançon.
- [7] Nadjat ZAIR., Badra Attoui., Abdelmonem Miloudi., Abd Erahman Khechkhouché. (2021). Evaluation of Surface Water Quality and Contamination Status of the Zeremna Vally Sub-Basin in the Skikda Region (North-Eastern Of Algeria). *Food and Environment Safety Journal*, 20(3), 235-246.
- [8] Nadjat Zair., Badra Attoui., Abdelmonem Miloudi., Khechkhouché Abderrahmane., Belgacem Souyei. (2024). Assessing drinking water quality in Eloued, South-East Algeria, using the groundwater pollution index (GPI) and the synthetic pollution index (SPI) model. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196:1019. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13137-5>
- [9] N. Zair., B. Attoui., A. Miloudi. (2025). Characterization of the state of pollution by nitrates in the groundwater in arid zones: Case of Eloued District, South-East of Algeria. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 19(1), ISNI: 0000000091950263.
- [10] Rapport géologique d'ingénierie.
- [11] SONATRACH, 1995.
- [12] SONATRACH / PETROCELTIC, 2009.
- [13] Étude d'Impact sur l'Environnement (EIE) du développement du champ d'Ain Tsila.
- [14] Usman, Q. A., Muhammad, S., Ali, W., Yousaf, S., and Jadoon, I. A. (2021). Spatial distribution and provenance of heavy metal contamination in the sediments of the Indus River and its tributaries, North Pakistan: Evaluation of pollution and potential risks. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101184. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101184>
- [15] USEPA (United States Environmental Protection Agency). (2012). Drinking Water Standards and Health Advisories. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency.

- [16] U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (2006). Region III Risk-Based Concentration Table: Technical Background Information. Washington: United States Environmental Protection Agency.
- [17] WHO (2021). A Global Overview of National Regulations and Standards for Drinking-Water Quality. Switzerland: World Health Organization.
- [18] Wyssling, L. (1979). Eine neue Formel zur Berechnung der Zuströmungsdauer (Laufzeit) des Grundwassers zu einem Grundwasserpumpwerk. *Ecologiae Geologicae Helvetiae*, 72, 401-406.
- [19] Zair, N. (2017). Hydrogeological characteristics of aquifers in the region of Oum-El-Bouaghi: Problems of depletion and salinity of their waters (Doctoral thesis). University of Annaba.
- [20] Zair, N., Chaab, S., & Bertrand, C. (2017). Aquifer vulnerability to pollution of Oum El-Bouaghi region in North East of Algeria. *Management of Environmental Quality*, 28(3), 384-399.
- [21] Zhou, Y., Li, P., Chen, M., Dong, Z., & Lu, C. (2020). Groundwater quality for potable and irrigation uses and associated health risk in southern part of Gu'an County, North China Plain. *Environmental Geochemistry and Health*. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00553-y>