

Estimation et cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier.

THESE

Présentée à la Faculté des Sciences de l'Université de Neuchâtel

Pour l'obtention du grade de docteur ès sciences

Par

Lorienne Thüler

Soutenue le 10 juillet 2014, présentée publiquement le 9 octobre 2014

Composition du Jury :

Prof. Philip Brunner

Université de Neuchâtel

Directeur de thèse

Prof. François Zwahlen

Université de Neuchâtel

Co-directeur de thèse

Dr. Elisabeth Graf Pannatier

WSL

Dr. Nathalie Doerfliger

BRGM

Dr. Marc Dzikowski

Université de Savoie

IMPRIMATUR POUR THESE DE DOCTORAT

La Faculté des sciences de l'Université de Neuchâtel
autorise l'impression de la présente thèse soutenue par

Madame Lorienne THUELER

Titre:

Estimation et cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier

sur la base du rapport des membres du jury composé comme suit:

- Prof. Philip Brunner, Université de Neuchâtel, directeur de thèse
- Prof. hon. François Zwahlen, Université de Neuchâtel, co-directeur de thèse
- Dr Elisabeth Graf Pannatier, WSL, Birmensdorf, CH
- Dr Nathalie Dörfliger, BRGM, Orléans, F
- Dr Marc Dzikowski, Laboratoire EDYTEM, Université de Savoie, F

Neuchâtel, le 26 septembre 2014

Le Doyen, Prof. B. Colbois



RÉSUMÉ

L'étude de la vulnérabilité des aquifères est un outil précieux pour les protéger contre les pollutions. Ainsi préservés, ces derniers peuvent être exploités pour l'approvisionnement en eau potable, sans devoir subir de traitement. C'est pourquoi de nombreuses méthodes de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines ont été développées, comme EPIK et DRASTIC. Toutefois, ces méthodes ne considèrent pas les aspects spécifiques à l'écosystème forestier. Il s'agit là d'une lacune majeure dans l'optique d'une gestion durable des ressources en eau, car une grande partie de l'eau potable est issue de captages forestiers.

Cette thèse propose de combler cette lacune en développant deux approches innovantes : ForSIG et ForDISK pour caractériser la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier. Il s'agit de méthodes semi-quantitatives à paramètres et indices superposables, qui prennent en compte les principaux critères environnementaux intervenant dans les mécanismes de rétention et de transfert des substances polluantes. De la superposition de ces critères est obtenu un degré de vulnérabilité pour chaque zone du bassin d'alimentation étudié. Les approches ForSIG et ForDISK proposent d'évaluer quatre critères qui n'étaient jusqu'alors que peu ou pas considérés. Parmi eux se retrouvent : l'épaisseur du sol sa perméabilité, le pourcentage de résineux et la répartition des âges dans les peuplements forestiers. Les études de cas de Theyez et des bois du Jorat menées durant cette recherche confirment l'importance de ces critères pour l'estimation de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier.

La méthode ForSIG permet la réalisation de cartes de vulnérabilité sur de grandes surfaces. Elle est testée sur la source de l'Eperon dans cette étude. Une comparaison avec les méthodes EPIK et DRASTIC prouve que la méthode ForSIG produit les cartes les plus réalistes quant à la vulnérabilité effective du terrain dans un contexte forestier. Toutefois, un essai de multi-traçages sur la source du Montant montre que l'addition d'un facteur de dilution de l'aquifère est primordial pour déterminer sa vulnérabilité, particulièrement pour les systèmes karstiques. L'introduction de ce facteur de dilution permet d'obtenir des cartes réalistes et fiables sur les terrains étudiés.

La méthode ForDISK permet quant à elle une appréciation simple et rapide de la sensibilité des zones boisées sur lesquelles des interventions sylvicoles sont envisagées. Elle a l'avantage de pouvoir être utilisée par les forestiers directement sur le terrain. Des recommandations relatives à l'exploitation forestière sont données pour éviter que des pollutions accidentelles ne se produisent sur les zones les plus vulnérables des bassins d'alimentation et ne contaminent la ressource en eau. Cette méthode est appliquée avec succès sur le site de Saint-Laurent dans la dernière partie de ce travail. Les résultats obtenus montrent qu'en plus de donner une bonne estimation de la vulnérabilité, la méthode ForDISK reste une méthode des plus utiles pour sensibiliser les forestiers aux problèmes de pollution des captages.

Les méthodes ForSIG et ForDISK s'appliquent toutes deux à l'évaluation de la vulnérabilité des aquifères à des pollutions accidentelles sur des bassins d'alimentation recouverts de 75 % de forêts au moins. Non testées sur des zones autres que tempérés et humides, une extension de leur application à d'autres contextes climatiques ou à d'autres types de pollution doit encore être mise à l'épreuve avant de pouvoir être recommandée. Malgré leurs imperfections, ces deux méthodes offrent un premier outil intéressant pour assurer de manière contrôlée la protection des ressources en eau dans les bassins d'alimentation forestiers.

ABSTRACT

Groundwater vulnerability assessment is a valuable tool to protect groundwater resources against pollution. Through an active protection of vulnerable aquifers, uninterrupted drinking water supply without expensive treatment can be ensured. Many methods for groundwater vulnerability mapping exist, such as EPIK and DRASTIC. However, these are general methods that do not take into account a range of characteristics that are specific to forested catchments. This is a major impediment for sustainable water resources management, because a large part of drinking water originates from forested catchments.

The present research aims to close this methodological gap by developing two new approaches (ForSIG and ForDISK) that allow assessing the vulnerability of groundwater resources in forested catchments. They are semi-quantitative methods, based on a Parametric System Model. This implies a parametric rating and weighting of sensitivity criteria that are controlling the retention of pollutants. Vulnerability degrees are attributed to sub-areas of the catchment, according to the superposition of the sensitivity criteria. As opposed to existing vulnerability approaches, the ForSIG and ForDISK methods consider soil thickness and permeability, as well as forest structure and composition. Based on extensive field research at two sites (Thyez and Jorat), the importance of these parameters has been elaborated and considered in the methodology developed.

The ForSIG method has been developed to map groundwater vulnerability for regional scales. It has been applied to the Eperon spring. A comparison with the existing EPIK and DRASTIC approaches revealed that the ForSIG method produces maps that better reflect the vulnerability. However, extensive testing of the method using multiple tracers (at the Montant study site) clearly showed that additionally the dilution capacity of the aquifer plays a crucial role in the assessment of groundwater vulnerability, especially for karst systems. The introduction of the dilution factor allowed developing realistic and robust maps of vulnerability of the tested areas.

The ForDISK method, on the other hand, was developed to quickly assess the vulnerability of local scale forest plots. The main benefit of this approach is its field applicability for foresters: According to the identified vulnerability, recommendations on forest management can be obtained to avoid contamination due to forest work. The ForDISK methodology has been successfully tested on the Saint-Laurent study site. It provides a good and rapid estimation of the vulnerability on a small scale. Additionally, this approach is very useful to raise awareness among foresters on potential groundwater contamination due to forest harvesting.

The ForSIG and ForDISK methods can be applied only on catchments that are covered by at least 75% of forests. They were tested in humid temperate climate regions. Their applicability to other climatic contexts has to be assessed. Moreover, these methods only consider the intrinsic vulnerability of the aquifer with regard to accidental pollution, located at a single point of the catchment. Even though additional research on the applicability of these methods is required, they provide a first and important step towards the protection of groundwater resources in forested catchments.

REMERCIEMENTS

Etant au carrefour de plusieurs sciences naturelles, cette thèse de doctorat n'aurait pu aboutir sans la contribution de nombreuses personnes avec qui maintes connaissances ont été échangées.

Mes plus sincères remerciements vont au Professeur François Zwahlen qui m'a embarquée dans le projet ALPEAU. Les connaissances acquises au cours de sa brillante carrière et qu'il a partagées avec moi m'ont aidé à atteindre mes objectifs. Sa personnalité originale et son soutien sans faille m'ont donné la force de continuer cette recherche jusqu'au bout, même dans les moments les plus difficiles.

Je tiens aussi à remercier chaleureusement le Professeur Philip Brunner qui, succédant au poste de François Zwahlen, est devenu mon directeur de thèse. Il m'a toujours soutenue dans mon travail et mes prises de décisions. Ses excellentes compétences professionnelles m'ont apporté des éclairages précieux. J'ai particulièrement apprécié son enthousiasme et sa fraîcheur d'esprit.

De nombreuses personnes ayant contribué au projet ALPEAU ont laissé des traces dans cette recherche. Le Professeur Jean-Michel Gobat et Luc Scherrer m'ont consacré de leur temps pour répondre à mes interrogations pédologiques. Les aspects forestiers ont été décortiqués en compagnie d'Elisabeth Graf Pannatier, Robert Jenni, Urs Moser, Jean-Luc Mabboux et Philippe Durand à qui va ma plus sincère reconnaissance. Je me suis sentie soutenue par la fidèle complicité de Guillaume De Buren et Roland Schmid que je remercie vivement, ainsi que tous les autres participants du projet.

Le CHYN est un institut qui possède nombreux collaborateurs, doctorants et étudiants avec qui il est toujours intéressant d'échanger sur des sujets scientifiques, politiques ou sociaux. Domagoj Babić m'a appris à rester calme en toutes circonstances et à relativiser lors des moments difficiles. La conférence H2Karst à Besançon fait partie des moments inoubliables passés en sa compagnie. Ces moments forts ont aussi été vécus avec Cécile Vuilleumier et Cybèle Cholet. Une solide amitié s'est construite entre nous, aboutissant à des sorties loufoques comme le week-end « karst et selfies ». Merci aussi à Andrea Borghi pour sa sensibilisation informatique et sa sempiternelle question : « Hé cocotte, t'en es où dans tes back-up ? », à François Negro « l'Alma de la fiesta » pour ses précieux conseils, à Lucien Blandenier qui partage mon humour vaseux, Gregory Deman pour son écoute et Claire Carlier pour son esprit rassembleur. Merci aussi aux pintades : Anaïs, Sabrina et Chantal et à la basse-cour de la volée 2008 – 2010, ainsi qu'à toutes les volées suivantes qui permettent de faire vivre le CHYN. Merci aussi aux personnes « de l'ombre » de l'institut comme Pierre Schnegg, Roberto Costa, Laurent Marguet, Carine Erard Brayek ou encore Bibiane Schlunegger.

L'amour et la sécurité apportées par mon entourage, m'ont permis de trouver ma voie et de me réaliser dans le monde professionnel. Merci maman de m'avoir toujours fait regarder plus loin que le bout de mon nez et papa de m'avoir transmis ta sérénité, merci Pablo de m'avoir rendu le chemin plus facile, et Noé d'être toi. Merci Claire de m'avoir montré le chemin « académique » de la ténacité féminine et fait profité de ton œil orthographique avisé. Merci aussi à Andrea Chiquita de m'avoir convaincue que le fait de reprendre mes études ne voulait pas dire capituler face à l'évolution parfois absurde de ce monde. Merci à mes amis, Elise qui partage ma vie depuis toujours, Camille, Joan, Marie, Roxane, Manu, Cloé, Ifé et toute le Yvmong Crew, que la force soit avec vous !

Impossible pour moi de ne pas accorder ces dernières lignes à Gregory Lambelet, capitaine et compagnon de vie depuis maintenant dix ans. Son appartenance à un autre univers que le monde étudiant m'a insufflé de précieuses bouffées d'air durant toutes ces années d'étude. Dans les moments difficiles, j'ai pu me reposer au creux de ses bras, car il a toujours été là pour moi.

Table des matières

Résumé	I
Abstract	III
Remerciements	V

Première partie: Introduction et état des connaissances

1. Contexte général de l'étude	1
2. Problématique et objectifs	2
3. Structure du manuscrit	3
4. Etat des connaissances	4
4.1. Rôle protecteur de la forêt sur les eaux souterraines	4
4.1.1. Historique de la perception des relations forêts – eaux	5
4.1.2. Cycle de l'eau en forêt	6
4.1.3. Régimes hydrologiques des cours d'eau en forêt	8
4.1.4. Principaux types de pollution en forêt	10
4.1.5. Couverture forestière	11
4.1.6. Sol forestier	13
4.1.7. Sylviculture et exploitation forestière	13
4.1.8. Discussion	14
4.2. Méthodes d'estimation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines	15
4.2.1. Concept de vulnérabilité des eaux souterraines	15
4.2.2. Classification des méthodes existantes	16
4.2.3. Méthodes existantes	17
4.2.4. Guides pratiques de recommandations forestières pour la protection des captages	25
4.2.5. Discussion	27
4.3. Conclusion	27

Deuxième partie: Influence du sol et du couvert forestier sur la qualité des eaux souterraines

1. Objectifs et hypothèses de travail	31
2. Etudes de cas : bois du Jorat	31
2.1. Contexte géographique	31
2.2. Contexte géologique et hydrogéologique	32
2.3. Description des points d'échantillonnage	35
2.4. Description des sols de la placette de WSL	37
2.4.1. Synthèse du rapport pédologique du WSL	37
2.4.2. Description pédologique de la fosse d'injection	41

2.5. Méthodes.....	42
2.5.1. Paramètres physicochimiques	42
2.5.2. Ions majeurs.....	42
2.5.3. Essai de multi-traçages	43
2.6. Résultats	46
2.6.1. Paramètres physicochimiques	46
2.6.2. Ions majeurs.....	48
2.6.3. Essai de traçage	51
2.7. Interprétation.....	56
2.7.1. Systèmes d'écoulements et alimentation des drains	56
2.7.2. Rétention et transfert des substances polluantes	57
2.8. Discussion	60
3. Etude de cas : Thyez	62
3.1. Situation géographique.....	62
3.2. Situation géologique et hydrogéologique	63
3.3. Déroulement des faits	64
3.4. Interprétation.....	64
3.5. Discussion	65
4. Conclusion	66

Troisième partie: estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu forestier

1. Objectifs et hypothèses de travail.....	69
2. Problèmes méthodologiques	70
2.1. Caractère temporaire de la couverture forestière	70
2.2. Vulnérabilité intrinsèque versus vulnérabilité spécifique	71
2.3. Vulnérabilité de la source versus vulnérabilité de la ressource	71
2.4. Pollutions diffuses versus pollutions ponctuelles	72
2.5. Sol : protection versus source de pollution	72
2.6. Sol imperméable : transfert vertical versus transfert latéral.....	73
2.7. Hétérogénéité versus homogénéité des critères	74
2.8. Echelle de la zone d'étude.....	74
3. Méthode « FORSIG » pour la cartographie des aquifères en milieux forestiers	75
3.1. Choix des critères de sensibilité	75
3.2. Description des critères de sensibilité.....	77
3.2.1. Critères relatifs aux propriétés de l'aquifère	77

3.2.2.	Critères relatifs à la géomorphologie du site.....	80
3.2.3.	Critères relatifs au sol.....	82
3.2.4.	Critères relatifs à la couverture forestière.....	84
3.2.5.	Facteur de dilution D.....	86
3.2.6.	Calcul du facteur de vulnérabilité FV.....	87
3.3.	Application de la méthode ForSIG à la source de l'Eperon.....	88
3.3.1.	Contexte géographique.....	88
3.3.2.	Contexte géologique et hydrogéologique.....	89
3.3.3.	Historique de l'accident de camion qui a contaminé la source de l'Eperon.....	91
3.3.4.	Résultats.....	92
3.3.5.	Interprétation.....	93
3.3.6.	Discussion.....	94
3.4.	Application de la méthode FORSIG à la source du Montant.....	96
3.4.1.	Contexte géographique.....	97
3.4.2.	Contexte géologique et hydrogéologique.....	97
3.4.3.	Premiers résultats.....	102
3.4.4.	Première interprétation.....	103
3.4.5.	Validation des cartes de vulnérabilité par essai de multi-traçages.....	104
3.4.5.1.	Mise en œuvre.....	104
3.4.5.2.	Résultats.....	105
3.4.5.3.	Interprétation.....	107
3.4.5.4.	Discussion.....	108
3.4.6.	Introduction du facteur de dilution D et nouveaux résultats.....	109
3.4.7.	Nouvelle interprétation.....	110
3.4.8.	Discussion.....	110
3.5.	Discussion générale sur la méthode ForSIG et sa mise en application.....	111
4.	Méthode « ForDISK » pour l'estimation ponctuelle de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu forestier.....	112
4.1.	Domaine d'application.....	112
4.2.	Description des critères de sensibilité.....	113
4.3.	Recommandations.....	115
4.4.	Application de la méthode ForDISK sur le site de Saint-Laurent.....	116
4.4.1.	Contexte géographique.....	116
4.4.2.	Contexte géologique et hydrogéologique.....	117
4.4.3.	Calcul du Facteur de vulnérabilité.....	118
4.5.	Validation de la méthode ForDISK et discussion.....	121

Quatrième partie: Conclusion et perspectives

1.	Conclusion.....	125
2.	Limitation de la méthode et perspectives.....	127
3.	Références.....	129

Table des figures

Figure 1 : Schéma simplifié du cycle de l'eau en forêt.	6
Figure 2: Modèle conceptuel « origine – cheminement – cible ».	20
Figure 3: Situation géographique des bois du Jorat	32
Figure 4 : Extrait de la carte géologique Jorat.....	33
Figure 5: Emplacement des forages dans les bois du Jorat et objectifs visés.....	34
Figure 6: Emplacement des points d'échantillonnages des bois du Jorat.....	35
Figure 7: Réalisation des drains : de gauche à droite, tranchée, bouchon d'argile et géotextile.	36
Figure 8: Pseudo-source de l'arbre tordu et point de réunion des deux drains (Seau).	36
Figure 9 : Caractéristiques pédologiques de la placette LWF à Lausanne.	38
Figure 10: Description pédologique de la fosse d'injection.	41
Figure 11: Points d'injection et d'échantillonnages des traceurs.	44
Figure 12: Evolution des paramètres physicochimiques dans les bois du Jorat.	47
Figure 13: Diagramme de Piper pour les eaux des bois du Jorat.	48
Figure 14: Diagramme de Schöller pour les eaux des bois du Jorat.....	49
Figure 15: Evolution des concentrations en nitrates dans la solution du sol et dans les drains.....	50
Figure 16: Courbe de restitution des traceurs au seau : mesures continues et profondeur de saturation du sol.	52
Figure 17: Variations journalières des concentrations d'éosine et de la température de l'air en période sèche, dynamique d'été..	53
Figure 18: Variations des concentrations d'éosine après des épisodes pluvieux, en fonction des dynamiques d'été et d'hiver.	54
Figure 19: Courbe de restitution des traceurs dans le talweg et aux drains ZH et PSAT, mesures ponctuelles.....	55
Figure 20: Dynamiques de transfert et de rétention des substances polluantes accidentelles en fonction des saisons mises en évidence par l'essai de multi-traçages aux bois du Jorat.	58
Figure 21: Dynamiques journalières des concentrations d'éosine en période de croissance de la végétation.	59
Figure 22: Situation géographique du village de Theyez.....	62
Figure 23 : Carte géologique de la région de Theyez.....	63
Figure 24: Délimitation des périmètres de protection des captages de Theyez et comparaison de la couverture forestière entre 2004 et 2008.....	64
Figure 25 : Sols de la zone d'alimentation du captage de Theyez.....	65
Figure 26: Biomes terrestres.....	70
Figure 27: Mode de transfert des substances polluantes en fonction de la perméabilité du sol.	73

Figure 28: Liens entre les mécanismes d'atténuation des pollutions et les critères de sensibilité utilisés pour l'estimation du Facteur de Vulnérabilité FV de la méthode ForSIG.	75
Figure 29 : Répartition des diamètres dans différentes structures de futaie.....	85
Figure 30: Situation géographique de la source de l'Eperon.....	88
Figure 31: Extrait des feuilles 1164 Neuchâtel et 1163 Travers	89
Figure 32: Coupe géologique à l'emplacement de la source de l'Eperon.	89
Figure 33: Contexte hydrogéologique des Gorges de l'Areuse.	90
Figure 34 : Extraits de <i>l'Impartial du 02.10.1993</i> et de <i>l'Express du 04.10.1993</i>	91
Figure 35: Cartes de vulnérabilité et des zones de protection suggérées d'après l'application des méthodes DRASTIC, EPIK et ForSIG sur la source de l'Eperon.	92
Figure 36: Zones de protection existantes dans la région du Montant.	96
Figure 37: Carte et coupe géologique de la source du Montant.	98
Figure 38: Log stratigraphique et hydrogéologique de la zone du Montant.....	99
Figure 39: Bassin d'alimentation de la source du Montant.	100
Figure 40: Coupe schématique simplifiée des systèmes d'écoulements au niveau du décrochement de Saint-Cergue – La Cure et de la source du Montant.....	101
Figure 41: Cartes de vulnérabilité et des zones de protection proposées d'après l'application de la méthode ForSIG sur la source de l'Eperon, sans le facteur de dilution D.....	102
Figure 42: Points d'injection des traceurs : à gauche, injection de l'uranine au Rosset, à droite injection de l'éosine aux Bioles.....	104
Figure 43: Courbe de restitution des traceurs, débits et pluviométrie.	106
Figure 44 : Vulnérabilité du Montant selon la méthode ForSIG non modifiée et liaisons hydrologiques mises en évidence par l'essai de multi-traçages de 2012..	107
Figure 45: Cartes de vulnérabilité et des zones de protection proposées d'après l'application de la méthode ForSIG sur la source de l'Eperon, avec le facteur de dilution D.	109
Figure 46: Schéma conceptuel illustrant les questions à se poser avant d'appliquer la méthode ForDISK.	113
Figure 47: Situation géographique de la vallée de l'Arve.....	116
Figure 48: Cartes géologique et topographique de la région de Saint-Laurent et périmètres de protection des captages.	117
Figure 49: Captage et chambre de réunion de Mornex.	118
Figure 50: Emplacement des points de mesure pour le calcul du facteur de vulnérabilité FV.	119
Figure 51 : Sol et forêt au point de mesure n° 2 du site de Saint-Laurent.....	119
Figure 52: Coupe dans la forêt sur le bassin d'alimentation du captage de Chavanette et vue sur la vallée de l'Arve..	120

PREMIÈRE PARTIE

INTRODUCTION ET ÉTAT DES CONNAISSANCES

1. CONTEXTE GÉNÉRAL DE L'ÉTUDE

Les changements climatiques, la pression démographique ainsi que le développement des pays émergents exercent une forte pression l'ensemble des eaux souterraines de la planète. A l'échelle nationale et régionale, le développement des zones urbaines, industrielles et agricoles, compromet l'exploitation des nappes phréatiques et ceci d'autant plus que la densité de la population est importante ce qui est le cas en Suisse et dans les pays européens qui l'entourent. En zone agricole le danger existe car les engrais et les produits phytosanitaires peuvent atteindre les aquifères et les contaminer durant de nombreuses années (Lockhart *et al.*, 2013). En zone urbaine, ce sont les chantiers, la circulation de véhicules, les activités commerciales, les anciens sites pollués, la gestion des déchets et des eaux usées qui peuvent porter atteinte aux nappes phréatiques (Ducommun, 2010; Tran *et al.*, 2014) alors qu'en milieu industriel, ce sont l'élimination des déchets, des eaux de rejet, les émanations et les fuites de produits toxiques qui sont incriminés (Earnhart, 2013).

Aujourd'hui, il existe peu de solutions pour satisfaire la demande en eau potable : exploiter des eaux souterraines peu polluées et les traiter par chloration ou filtration, pomper les eaux de surface et leur imposer un traitement lourd par filtration membranaire et ozonation ou prélever une eau de qualité qui ne nécessite pas de traitement. Les différences de coût de production entre ces trois solutions sont importantes, pouvant être dix fois supérieurs pour la potabilisation des eaux de surface par rapport à une production par voie souterraine. (Corisco-Perez, 2006; Figuepron *et al.*, 2008). La solution la moins onéreuse reste encore l'exploitation d'une eau de qualité qui ne requiert pas de traitements supplémentaires. Les forêts représentent un écosystème favorable pour abriter de tels aquifères et c'est pourquoi, certaines villes comme New-York aux États-Unis ou Saint-Etienne en France, ont décidé de se fournir en eau potable dans des aquifères situés en zones boisées. C'est aussi le cas de nombreuses communes suisses où les économies obtenues grâce à l'exploitation des aquifères sous forêt ont été estimées à 80 millions de francs par an en 2005 (OFEFP and WSL, 2005). De plus, d'importantes multinationales, comme Nestlé ou Danone, procèdent à des reboisements de leurs bassins d'alimentation pour fournir certaines de leurs eaux en bouteille, telles que Henniez ou Volvic.

Depuis une dizaine d'années, l'effet positif du couvert forestier sur la qualité des eaux fait état de nombreuses recherches. En Europe, quatre projets importants se sont intéressés à cette problématique, impliquant des collectivités administratives, publiques, politiques et scientifiques. L'action COST FP0601 : Forest Management and the Water Cycle (FORMAN) maintenant aboutie, a eu pour objectif d'améliorer les connaissances scientifiques sur les relations eaux – forêt tant à l'échelle de l'arbre qu'à celle du bassin d'alimentation. Un ouvrage détaillé regroupant de nombreux articles scientifiques est paru au terme de cette recherche (Bredemeier *et al.*, 2011). Entre 2010 et 2012, le projet français *LIFE SEMEAU* s'est articulé autour des trois sites expérimentaux : Volvic, Vals-les-Bains et Saint-Etienne. L'objectif de cette recherche visait à définir des outils de modélisation dans le but de réaliser un bilan hydrique à l'échelle du bassin versant et de déterminer par la suite des mesures d'exploitation forestière pour préserver la ressource en eau. Entre 2010 et 2013, le projet *SYLVAMED* s'est intéressé, aux services environnementaux offerts par l'écosystème forestier dans le contexte méditerranéen. La question de l'eau y est abordée davantage d'un point de vue quantitatif que qualitatif. Enfin le projet *INTERREG ALPEAU* a débuté en 2008, dans les régions périalpines suisses et françaises. Il a entraîné, en mars 2012, la parution d'un ouvrage intitulé « Protection des eaux souterraines en forêt : Guide Alpeau dans l'arc Alpin et Jurassien 2012 » (Bligny *et al.*, 2012). Cet ouvrage propose des pistes pour orienter les activités sylvicoles dans le but de pérenniser la qualité des eaux issues des aquifères sous forêt. La présente recherche prend sa source au sein du projet *ALPEAU* et continue son cours bien au-delà.

2. PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

La forêt offre une double protection pour les eaux souterraines qui se trouvent sous son sol : active et passive. Par active, la protection forestière fait référence à la capacité du couvert et du sol forestier à filtrer l'eau, par passive, elle signifie la difficulté d'accès et le faible taux de fréquentation des forêts par les hommes, ce qui limite l'introduction de substances potentiellement polluantes (Lerner and Harris, 2009). Le cadre légal joue aussi son rôle car les forêts sont protégées par des lois dans une grande majorité des pays. En Suisse par exemple, selon l'article 18 de la Loi sur les forêts (LFo, 1991) « L'utilisation en forêt de substances dangereuses pour l'environnement est interdite ».

La protection active de la forêt sur les nappes phréatiques, se fonde sur la capacité filtrante du sol et du couvert forestier. En effet, très proches de leur état naturel, les sols y sont mieux structurés et biologiquement plus actifs que dans les autres écosystèmes ce qui permet une filtration efficace de l'eau et des polluants qu'elle peut contenir (Jordi, 2005). L'interception des précipitations par la canopée et l'infiltration favorisée par l'enracinement des arbres, qui diminuent le ruissellement et le risque d'érosion des sols, sont également des facteurs protecteurs car ils limitent la turbidité à la source (Mukundan *et al.*, 2013).

Malgré les protections offertes par l'écosystème forestier aux eaux souterraines, les risques de pollution existent toujours. Ils sont majoritairement liés à l'exploitation forestière et plus particulièrement à l'utilisation de machines lourdes, qui modifient la structure des sols en les rendant biologiquement moins actifs (Croke *et al.*, 2001; Ampoorter *et al.*, 2010; Borrelli and Schütt, 2014). En cas de fuites du réservoir, ces machines peuvent aussi causer des pollutions liées aux hydrocarbures qu'elles contiennent. De même, la fréquentation des routes forestières par des transporteurs peut causer des contaminations en cas d'accident. La capacité des feuilles à absorber les éléments atmosphériques comme l'azote ou les dépôts acides est également responsable de certaines pollutions en forêt (Balestrini and Tagliaferri, 2001; Marty *et al.*, 2012). Avec le temps, ces éléments migrent dans les sols, s'y accumulent et leur excédent peut atteindre la nappe phréatique par lessivage ou lixiviation. Pour réduire l'ensemble ces risques de pollution, il est aujourd'hui plus que nécessaire d'évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu forestier d'autant plus si elles sont exploitées pour l'approvisionnement en eau potable.

Depuis l'introduction du concept de vulnérabilité des aquifères par Margat à la fin des années 60 (Margat, 1968), de nombreuses méthodes de cartographie et d'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines ont été développées (Aller *et al.*, 1987; Citivà and M., 1997; Doerfliger and Zwahlen, 1998; Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003; Doerfliger *et al.*, 2009; Ducommun, 2010). Certaines sont applicables à tous types d'aquifères, alors que d'autres sont spécifiques à un type d'aquifère ou à un environnement particulier. Mais comme aucune de ces méthodes n'a été développée spécifiquement pour les nappes phréatiques dont les bassins d'alimentation se situent majoritairement sous forêt et que les questions sur l'avenir de la qualité des nappes phréatiques deviennent de plus en plus importantes, il devient urgent d'en développer une. Cette nouvelle approche doit être fiable et utilisable sur le terrain par un grand nombre d'acteurs concernés par les forêts et les eaux souterraines. C'est donc dans ce contexte de manque et de questions contemporaines laissées sans réponse que s'inscrit la principale motivation de cette recherche.

La seconde raison de cette étude vient du fait que, en Suisse, les zones de protection des eaux souterraines en forêt ne sont pas toujours en adéquation avec les réalités du terrain. En effet, 42 % des zones de protection des eaux souterraines en Suisse sont recouvertes de forêt ce qui est un pourcentage important (Meylan, 2003). Cette grande superficie des forêts en zone de protection peut être expliquée de deux manières. Premièrement, parce que l'eau qui y est extraite est généralement de

qualité suffisante pour qu'elle ne nécessite pas de traitement avant sa potabilisation. Deuxièmement, car les surfaces recouvertes de forêt sont souvent incluses dans les zones de protection des eaux souterraines sans qu'y soient faites des études géologiques et hydrogéologiques approfondies (Hegg *et al.*, 2006a). Si cette délimitation hâtive induit des zones de protection trop petites, les activités liées à l'exploitation sylvicole risquent de contaminer les sources. Si elles sont trop étendues, elles entravent le travail des forestiers. En Suisse, le problème se pose principalement pour le traitement des grumes aux produits phytosanitaires qui est interdit en zone S (OEaux, 1998). Les bois doivent donc être transportés hors de ces zones pour les traiter, ce qui engendre une perte économique non négligeable pour les forestiers. Ces questions écologico-économiques ont souvent été discutées lors des réunions du comité de pilotage du projet *ALPEAU*. Elles forment aujourd'hui le socle de la réflexion expérimentale de cette recherche.

Ainsi, l'objectif de cette étude est double. Premièrement, il s'agit d'identifier les facteurs spécifiques à l'écosystème forestier qui protègent les eaux souterraines contre les pollutions. Deuxièmement, il importe de répondre au besoin urgent de développer une méthode de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en forêt, en y intégrant des nouveaux facteurs de protection du sol et du couvert forestier, facteurs délaissés dans les méthodes existantes.

3. STRUCTURE DU MANUSCRIT

La première partie décrit le contexte général dans lequel s'inscrit cette étude. Puis un état des connaissances sur la capacité filtrante du couvert et du sol forestier est ensuite exposé. Finalement, les principales méthodes de cartographie de vulnérabilité des eaux souterraines sont résumées, leurs forces et faiblesses discutées.

La deuxième partie explique dans quelles mesures les écosystèmes forestiers protègent les eaux souterraines contre les pollutions. Les relations qu'entretiennent le sol, la couverture forestière et les aquifères y sont examinées. Deux études de cas illustrant le pouvoir protecteur de la forêt sur les nappes phréatiques sont exposées, l'une se situant dans les bois du Jorat (Suisse) et l'autre sur la zone d'alimentation d'un captage à Thyez (France). Ces études visent l'identification des facteurs pédologiques et forestiers qu'il est indispensable d'ajouter aux facteurs traditionnels utilisés par les méthodes de vulnérabilité en vigueur, pour créer une nouvelle approche plus pertinente et adaptée à l'écosystème forestier.

La troisième partie décrit les méthodes ForDISK et ForSIG développées dans le cadre de cette recherche. Les critères de sensibilité utilisés pour le calcul du facteur de vulnérabilité d'une zone y sont détaillés. Puis, est décrite l'application de la méthode ForSIG sur deux terrains différents : la source du Montant à Genolier et la source de l'Eperon à Neuchâtel. Une discussion de l'étude de ces deux cas sert à définir les limites de la méthode, à l'améliorer et à illustrer son domaine d'application. Enfin, la méthode ForDISK, testée sur les bassins d'alimentation des captages de Saint-Laurent en France, est exposée.

La quatrième partie conclut l'étude par une synthèse générale et par les suites et perspectives à donner à cette recherche.

4. ETAT DES CONNAISSANCES

Ce chapitre dresse un inventaire des connaissances actuelles sur les relations forêts – eaux d’une part, et sur les méthodes de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines d’autre part. L’objectif est ici d’identifier, dans les méthodes de cartographies existantes, les lacunes qui induisent une mauvaise estimation de la vulnérabilité des bassins d’alimentation situés sous couvert forestier. En se basant sur le fonctionnement spécifique de ces écosystèmes, il s’agit de déterminer quels critères devraient leur être intégrés pour améliorer l’appréciation de la vulnérabilité de ces aquifères.

4.1. RÔLE PROTECTEUR DE LA FORÊT SUR LES EAUX SOUTERRAINES

Les relations qu’entretiennent les forêts et les eaux souterraines peuvent s’observer à différentes échelle spatiales et temporelles. L’échelle spatiale s’étend des cellules de l’arbre, au groupement d’arbres, au peuplement, à la forêt et enfin au bassin d’alimentation des eaux. Des extensions de cette échelle spatiale peuvent être faites au niveau d’une région ou d’un pays. Elles restent toutefois sujettes à discussion car plus la taille du système étudié est grande, plus l’hétérogénéité est importante et moins les conclusions sont fiables. Au niveau de l’échelle temporelle, les variations journalières représentent un premier échelon d’analyse, suivies des variations saisonnières et annuelles. A plus long terme, les changements climatiques sont aussi à prendre en compte selon les cas mais ce n’est pas le sujet de cette recherche.

Pour ce qui est de cette étude-ci, les échelles spatiales et temporelles retenues sont celles qui permettent de décrire au mieux les influences qu’exerce l’écosystème forestier sur les aquifères sous-jacents. Au niveau spatial, il s’agit principalement de la forêt, du bassin d’alimentation de l’aquifère. Quelques phénomènes sont décrits à l’échelle de l’arbre ou du peuplement lorsque ceux-ci permettent une meilleure compréhension du système. Au niveau temporel, ce sont les variations saisonnières qui influencent le plus les aquifères forestiers, raison pour laquelle le niveau d’analyse se concentre sur cette échelle. Toutefois, quelques observations sont faites au niveau journalier.

Dans ce chapitre décrivant l’état des connaissances sur les relations eaux – forêts, l’évolution des perceptions sur les relations entre ces deux entités sont d’abord décrites depuis l’Antiquité jusqu’à la fin du 20^{ème} siècle. Ensuite, les aspects quantitatifs sont discutés avec une description du cycle de l’eau et des régimes hydrologiques des cours d’eau en forêt. Finalement, les aspects qualitatifs sont décrits de manière à répondre aux questions suivantes : quelles sont les principaux types de pollution en forêt ? Quelles sont les spécificités de l’écosystème forestier qui protègent les aquifères sous-jacents contre ces pollutions ? Comment et pourquoi ? Quelques analogies sont faites avec les études sur les relations forêts – eaux de surface, car elles sont nettement plus abondantes que celles sur les eaux souterraines.

4.1.1. Historique de la perception des relations forêts – eaux

Les informations présentées dans les lignes suivantes sont tirées d'un article du *Journal of Hydrology*, qui s'intitule « Water and forests : from historical controversy to scientific debate » (Andréassian, 2004). On y apprend que les premières observations réalisées au sujet des relations forêts – eaux datent de l'Antiquité. En ce temps-là, Pline l'Ancien fait part de certaines observations à propos de changements notoires du régime hydrologique de certaines sources après des coupes de bois de grande envergure.

Au Moyen-Age, le roi de France Philippe Auguste a quant à lui désigné l'organisme de gestion des forêts par le terme d'office des « Eaux et forêts », désignation qui montre bien les relations étroites qu'entretiennent ces deux entités dans la conscience collective des gens à cette époque.

C'est toujours en France, dès la fin du 18^{ème} siècle, que les relations entre la forêt et l'eau sont le plus débattues. A la suite de la Révolution, de nombreuses prescriptions sur les forêts privées sont abolies. De grands espaces boisés sont coupés, diminuant rapidement la surface forestière ce qui permet de réaliser un grand nombre d'observations sur les changements de régime hydraulique induits par ces coupes. En ce temps-là, le débat oppose avant tout les « forestiers » aux « ingénieurs ». Les premiers ont tendance à faire de grandes théories au sujet de l'aspect protecteur de la forêt sur les eaux, ne basant leurs hypothèses que sur leurs propres observations et sur celles décrites dans les récits des voyageurs et des naturalistes. Ainsi, attribuent-ils aux forêts le pouvoir de faire tomber la pluie ou de faire couler d'anciennes sources tarées. Ils pensent encore que la déforestation est une cause directe du nombre croissant d'inondations. Les seconds, les ingénieurs se refusent à tirer de telles conclusions sans études scientifiques détaillées. Ils s'accordent pour dire que la forêt a un effet sur le cycle de l'eau mais ne savent ni dans quelle mesure, ni comment, ni pourquoi. Cette période, considérée comme un moment charnière dans l'histoire des liens entre eau et forêt, est la première à orienter les recherches vers une approche plus scientifique de ces liens.

Au milieu du 19^{ème} siècle, Belgrand, qui partage prioritairement les idées des ingénieurs, initie les études comparatives de plusieurs bassins d'alimentation (Belgrand, 1853). Il quantifie les variations de hauteurs d'eau de trois bassins versants : l'un recouvert de forêts, le second à moitié recouvert, le troisième sans arbre aucun. Il conclut que les trois bassins réagissent de façon identique aux précipitations et que la forêt n'a pas d'impact sur le cycle de l'eau. S'opposant à cette conclusion jugée inacceptable à leurs yeux, trois forestiers du nom de Jeandel, Cantégril et Bellaud (Jeandel *et al.*, 1862), comparent deux bassins d'alimentation entre eux: l'un totalement couvert de forêts et l'autre que partiellement. Ensemble, ils étudient le taux de ruissellement et le ratio entre les précipitations et la durée des crues afin de prouver l'impact de la couverture forestière sur la diminution du ruissellement. Malheureusement pour eux, leur étude ne reçoit pas l'accueil escompté. Cependant, un changement de paradigme apparaît et les forestiers ne s'appuient désormais plus sur les seuls récits historiques pour étayer leurs théories. Ils admettent finalement que seules des études scientifiques sont à même de donner des réponses satisfaisantes à l'échelle du bassin versant, principalement les études portant sur les bassins versants jumelés.

La première étude sur les bassins versants jumelés est menée par Bates et Henry de 1910 à 1926 (Bates and Henry, 1928) pour se généraliser ensuite au monde entier. Le principe de leur méthode est d'identifier deux bassins similaires en termes de taille, géologie, géomorphologie, climat et occupation du sol pour les étudier dans leurs spécificités. En premier lieu, ces bassins sont étudiés sur une période de calibration pour identifier les différences de comportement hors perturbation du milieu. Puis, une coupe est réalisée sur l'un des bassins permettant l'observation de la nature des impacts liés aux changements d'affectation du sol sur le régime hydrographiques des cours d'eau. Pour être concluants,

les résultats doivent se baser sur de longues périodes s'étalant sur plusieurs années d'observations et de mesures.

En Suisse, les premières études concernant les relations eaux – forêts apparaissent dès la fin du 19^{ème} siècle. Après une vague de déforestation liée à l'explosion de la demande en combustibles, de nombreux épisodes d'inondations ont causé de graves dégâts dans les années 1834, 1839, 1860 et 1868 (Hegg *et al.*, 2006b). Suite à ces événements, la communauté scientifique, appuyée par la Confédération, entreprend des recherches sur les régimes hydrologiques de bassins versants recouverts de surfaces variables de forêts. Certaines de ces études apportent à l'époque déjà des éclairages importants sur l'évolution des régimes hydrologiques des cours d'eau en forêt. Il est possible de lire les principales conclusions de ces recherches (Andréassian, 2004; Hegg *et al.*, 2006b) à la suite de cet état de connaissances, au chapitre 4.1.3. Régimes hydrologiques des cours d'eau en forêt.

4.1.2. Cycle de l'eau en forêt

Le nombre de facteurs qui influence l'hydrologie des écosystèmes forestiers est si élevé qu'il est extrêmement difficile d'identifier lesquels ont un impact notable et de quantifier ces impacts. Depuis quelques dizaines d'années, les études biologiques et écologiques à l'échelle de l'arbre et de ses constituants apportent des éléments de réponse (Bredemeier *et al.*, 2011). A l'échelle du bassin d'alimentation, ce sont les études hydrologiques des bassins versants jumelés qui donnent quelques éclairages nouveaux et intéressants (McGuinness and Harrold, 1971; Kuczera, 1987; Hornbeck *et al.*, 1993; Johnson, 1998; Andréassian, 2004).

Le cycle de l'eau en forêt, comme tout cycle de l'eau spécifique, est soumis aux particularités de l'écosystème dans lequel il se déroule. L'interception des précipitations par la canopée, l'ombrage, l'enracinement, la structure des sols, la présence de mousses, l'évapotranspiration et le fait que certaines espèces perdent leurs feuilles en saison froide, sont autant de facteurs à prendre en considération pour l'estimation de la qualité de la zone forestière protectrice. Dans la figure ci-dessous (Figure 1) ainsi que dans les lignes qui suivent, chaque facteur est décrit ainsi que sa dépendance aux variations saisonnières. Eu égard à la vulnérabilité des aquifères, les impacts de ces facteurs sont discutés de façon succincte.

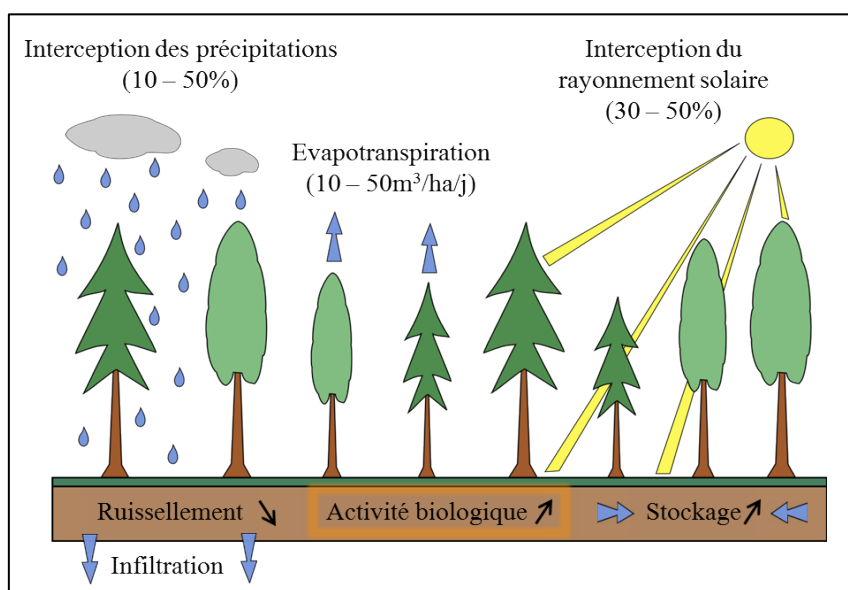


Figure 1 : Schéma simplifié du cycle de l'eau en forêt.

Dans un environnement forestier l'interception des précipitations par la canopée limite et répartit dans le temps l'arrivée d'eau au sol. Elle est directement liée à la surface foliaire (LAI pour Leaf Area Index), qui détermine l'étendue de la fermeture de la canopée selon les espèces qui composent la forêt. L'interception des précipitations varie de 25 à 50 % pour les résineux et de 10 à 35 % pour les feuillus (Herbst *et al.*, 2008). Dans les cas les plus extrêmes, la moitié des précipitations annuelles peut s'évaporer après avoir été interceptée (Keim *et al.*, 2006). Les quantités d'eau interceptées dépendent aussi de l'intensité de la précipitation (Murakami, 2006; Gaberščik and Murlis, 2011). Plus l'épisode pluvieux est intense, plus la quantité d'eau interceptée est faible. La quantité d'eau interceptée dépend encore de la saison, car en période de repos de la végétation, le LAI est sensiblement plus faible pour les forêts mixtes ou composées en majorité de feuillus (Deguchi *et al.*, 2006; Herbst *et al.*, 2008). En termes de vulnérabilité des eaux souterraines, l'interception des précipitations par la canopée limite et retarde l'infiltration des polluants dans la nappe et diminue le ruissellement et la turbidité (Mohammad and Adam, 2010).

En forêt encore, la quantité de rayonnement solaire, qui atteint le sol est limitée par la canopée. L'évaporation directe de l'eau du sol y est alors moins importante que dans d'autres environnements ce qui permet aux sols forestiers de conserver une humidité quasi constante. Cette caractéristique propre à la forêt est essentielle à prendre en compte dans l'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines car les sols secs sont biologiquement peu actifs, c'est-à-dire peu à même de décomposer et de dégrader des substances polluantes, comparés aux sols humides (Baldrian *et al.*, 2010; Collison *et al.*, 2013; A'Bear *et al.*, 2014). Secs, les sols ont davantage tendance à s'éroder et à engendrer de la turbidité. Dans les forêts mixtes ou de dans les forêts de feuillus l'ombrage au sol en période de repos de la végétation diminue relativement au LAI. Mais ce fait n'affecte pas particulièrement l'humidité du sol qui reste importante en raison de la diminution de l'évapotranspiration et des conditions climatiques plus fraîches en période de repos de la végétation.

Généralement les idées reçues portent à croire que l'évapotranspiration (ET) est plus importante sous forêt que sous prairie alors que plusieurs études montrent que ce n'est pas le cas (Brauman *et al.*, 2012; Fischer *et al.*, 2013). En réalité, les quantités moyennes annuelles d'eau transpirées sont comparables dans des conditions environnementales identiques. Ce n'est qu'en observant les valeurs journalières, mensuelles ou saisonnières que des différences sont observées. En forêt, les arbres transpirent beaucoup pendant la période de pousse et peu durant la période de repos car l'ET dépend non seulement des conditions climatiques, mais aussi de la surface foliaire. En effet, c'est par les stomates des feuilles que les arbres restituent l'eau à l'atmosphère pour faire diminuer leur température interne. L'âge des arbres influence également l'ET car l'observation pour une même espèce démontre que les peuplements jeunes prélèvent plus d'eau dans le sol que les peuplements âgés (Vertessy *et al.*, 2001; Andréassian, 2004). Les différences d'ET entre les saisons sont plus grandes sous couvert forestier que dans d'autres environnements ce qui impacte considérablement la recharge des aquifères et le transfert des polluants dans ce dernier. En période de pousse, une forte évapotranspiration réduit la quantité d'eau qui s'infiltré et empêche le transit des polluants du sol à la nappe. En période de repos par contre, l'ET est sensiblement plus faible car les arbres transpirent moins. La recharge, alors beaucoup plus importante qu'en période de pousse, entraîne le transfert de polluants de manière similaire aux autres écosystèmes.

Les troncs des arbres, quant à eux agissent comme des canalisateurs de l'eau de pluie alors que le réseau racinaire favorise la pénétration de l'eau dans le sol. Les taux d'humidité du sol sont d'ailleurs plus importants autour des arbres que dans les zones éloignées (Rewald *et al.*, 2011) car les racines des arbres pompent de l'eau dans les horizons plus profonds (Volpe *et al.*, 2013). Ces zones d'infiltrations préférentielles autour des arbres peuvent poser problème en cas de déversement d'une substance

polluante à leur pied. Néanmoins, en assurant une humidité constante du sol, elles le rendent biologiquement plus actif et donc, plus propice à dégrader les pollutions.

Grâce à la macroporosité spécifique aux sols forestiers, jusqu'à 50 litres d'eau par mètre carré peuvent y être stockés dans les 10 premiers centimètres (OFEFP and WSL, 2005). En présence de mousse, cette capacité de stockage augmente encore. Ensemble mousse et macroporosité permettent une bonne restitution de l'eau stockée à l'écosystème en période sèche, assurant ainsi une humidité quasi permanente des sols forestiers. Les mécanismes d'atténuation des polluants y sont donc particulièrement efficaces.

Ces spécificités du cycle de l'eau en forêt conduisent toutes à une même conclusion : l'écosystème forestier agit comme régulateur du cycle de l'eau. En effet, la couverture forestière retarde et limite l'arrivée d'eau au sol lors des périodes très humides. En diminuant le ruissellement et le risque d'inondation elle empêche l'érosion des sols et les problèmes de turbidité associés. L'infiltration d'éventuelles substances polluantes est aussi limitée. D'autre part, les sols forestiers, capables de stocker de grandes quantités d'eau pour la restituer à l'écosystème en période sèche, assurent la viabilité de la végétation et garantissent une infiltration régulière d'eau dans la nappe. De plus, l'humidité constante de ces sols leur confère une diversité et une activité biologique importante en termes de dégradation des substances polluantes.

4.1.3. Régimes hydrologiques des cours d'eau en forêt

L'impact de la forêt sur le régime hydrographique des cours d'eau est sujet à de nombreuses controverses depuis plusieurs siècles. A l'époque, certains pensent que la présence de forêt est responsable de l'arrivée de la pluie, alors que d'autres voient les arbres comme des prédateurs d'eau, générateurs de sécheresse. Ce n'est qu'à travers les études de bassins jumelés que des conclusions plus solides sont apparues peu à peu.

En Suisse, les toutes premières études sur les bassins versants jumelés ont été réalisées par le WSL (Institut national de recherche sur la forêt, la neige et le paysage) dès 1903 dans l'Emmental. L'un des auteurs de l'époque réussit à mettre en évidence une variation du ruissellement lors d'épisodes de précipitation courts et intenses sur les bassins versants boisés. Toutefois, ses conclusions l'amènent à défendre la thèse de la non influence de la couverture forestière sur le ruissellement lorsque le sol devient saturé en eau au cours d'épisodes de précipitations de longue durée (Engler, 1919). D'autres études sont aussi menées sur plusieurs sites en Suisse parmi lesquels celui de l'Alpthal à Schwyz, qui est devenu l'un des sites expérimentaux de référence pour les études du WSL (les références peuvent s'obtenir dans la revue de Hegg et al. 2006b).

L'ensemble des principales informations concernant les régimes hydrologiques des cours d'eau en forêt est synthétisé dans la revue d'Andréassian (2004), revue qui a compilé les données de 137 bassins versants étudiés par une trentaine d'auteurs. Les conclusions de ces auteurs se résument dans les lignes suivantes :

- les débits annuels des cours d'eau augmentent dans les bassins versants sur lesquels la forêt a été coupée. A l'inverse, les cours d'eau qui traversent des zones fraîchement reboisées ont des débits annuels en diminution. Il est en outre impossible de prédire l'importance des variations de débit suite à un changement d'occupation du sol, car un trop grand nombre de facteurs entre en ligne de comptes, principalement géologiques et climatiques. Il existe cependant une étude qui montre que ces variations de débit ne s'observent qu'à partir d'un changement de couverture du sol de 25 % de la surface du bassin versant (Johnson, 1998) ;

- de manière similaire, la déforestation augmente les pics de crue et les volumes d'eau écoulés lors de ces crues mais, plus l'événement est important, moins la couverture forestière a d'impact sur les pics les débits de crue (McGuinness and Harrold, 1971). D'ailleurs, pour les événements ayant un temps de retour de 5 ans et plus, l'impact de la couverture forestière sur les débits de crues a le même ordre de magnitude que l'incertitude des débits mesurés. Cela signifie que la couverture forestière agit de façon notable sur les débits de crue seulement lorsqu'elles ont un temps de retour inférieur à 5 ans (Robinson *et al.*, 1991; Cosandey, 1993; Beschta *et al.*, 2000) ;
- la reforestation des bassins d'alimentation des cours d'eau engendre un lissage de la courbe de leur hydrogramme de crue. Après 30 ans de reboisement, il faut attendre un mois de plus par rapport à la période sans forêt, pour qu'une même quantité d'eau (débit cumulé) s'écoule à l'exutoire (McGuinness and Harrold, 1971). Ce fait s'explique aussi par la capacité de rétention des sols et le prélèvement d'eau par les arbres ;
- lors de crues dues à des précipitations de > 10 mm/j, les variations du pic de crue entre les zones boisées et déboisées diffèrent selon la saison (Hornbeck *et al.*, 1993). Sur les zones déboisées, le pic de crue augmente de 15 à 60 % pendant la période de pousse pour diminuer de 2 à 40 % pendant la période de repos par rapport aux zones boisées. Selon l'auteur, ceci est dû au décalage de la fonte des neiges sous couvert forestier. Le plus souvent, celle-ci s'installe plus tôt dans les espaces non boisés, ce qui y augmente le pic de crue au début du printemps. Les phénomènes de sublimation de la neige sur la canopée limitent eux-aussi la quantité d'eau de fonte. En automne, les forts débits qui apparaissent dans les zones boisées s'expliquent par la plus grande capacité de rétention d'eau dans les sols forestiers. Les plantes n'y prélèvent plus autant d'eau qu'en été, ainsi les quantités stockées transitent dans la nappe, puis ensuite dans les cours d'eau, ce qui fait augmenter leurs débits ;
- les coupes de grande envergure n'ont pas d'impact sur les débits des cours d'eau en période de repos de la végétation, car les arbres ne prélèvent pas suffisamment d'eau pour que des différences s'observent. Par contre, ces coupes ont un effet notable sur les débits en période de pousse, ceux-ci étant plus faibles dans les zones boisées car la végétation y prélève de plus grandes quantités d'eau. Ainsi les valeurs annuelles de débit sont généralement plus faibles lorsque le bassin versant est recouvert de forêt (Hornbeck *et al.*, 1997) ;
- en Australie, de grandes variations de débit sont observées en fonction de l'âge des peuplements. Des zones auparavant recouvertes d'eucalyptus d'âge mature sont étudiées avant et après que des incendies aient dévasté la forêt. Les auteurs (Cornish and Vertessy, 2001) observent que les débits augmentent pendant 2 à 3 ans après des incendies. Puis, ils diminuent fortement durant au moins 10 – 15 ans, pour atteindre des valeurs plus basses que celles d'avant les incendies. Selon eux, ces résultats s'expliquent par la présence d'une forêt plus jeune, qui prélève plus d'eau en période de pousse que les forêts mature (Kuczera, 1987; Cornish and Vertessy, 2001). Lorsque les arbres ont environ 15 ans, ils atteignent leur pic de transpiration, pic qui est lui-même corrélé avec le pic de la surface de l'aubier (zone de l'arbre située sous l'écorce, qui contient les cellules vivantes et dans laquelle circule la sève). Dans cette phase de croissance, les eucalyptus prélèvent ainsi plus d'eau à l'environnement que les mêmes espèces matures. De telles observations ne sont d'ailleurs pas limitées aux seuls eucalyptus, elles portent aussi sur des zones recouvertes d'épicéas (Hudson *et al.*, 1999).

Andréassian en conclut qu'il est extrêmement difficile de généraliser l'impact des forêts sur les régimes des cours d'eau qui les traversent. Néanmoins, les variations de débit observées entre les zones boisées et déboisées à l'échelle annuelle et entre les saisons confirment les autres observations

faites à une échelle plus fine (voir partie 1, chapitre 4.1.2. Cycle de l'eau en forêt). Pour lui comme pour la plupart des scientifiques, l'écosystème forestier est un régulateur du cycle de l'eau. Il agit comme un réservoir régulateur non seulement pour la végétation mais également pour les nappes phréatiques sur lesquelles il repose. L'importance des âges des peuplements forestiers eu égard au prélèvement de l'eau dans les écosystèmes est aussi mis en évidence dans cette étude.

4.1.4. Principaux types de pollution en forêt

La turbidité est de loin la pollution la plus courante en forêt. Selon les conditions, elle peut être localisée en un point de la zone ou diffuse sur son ensemble. La turbidité est générée par l'érosion des sols, le plus souvent causée par le passage de machines lourdes ou par une mise à nu brutale d'une surface précédemment boisée (Rosén *et al.*, 1996). Elle représente un danger pour l'eau souterraine, essentiellement en terrains karstiques, en raison de son rôle de vecteur de micro-organismes pathogènes, comme la bactérie *Escherichia Coli* (Bai and Lung, 2005). De plus, elle perturbe le traitement des eaux au chlore et par rayons ultra-violet en causant un colmatage des drains, voire des canalisations du captage. La turbidité représente aussi un risque direct pour la qualité des eaux souterraines. De manière générale les pollutions bactériologiques sont exceptionnelles en forêt car le plus souvent causées par la présence de fortes concentrations de litière animale sur un même site, ce qui est rare dans les zones boisées comparé aux milieux agricoles.

Les hydrocarbures représentent également un risque de pollution important. Leur apparition en forêt est due aux travaux mécaniques liés à l'exploitation sylvicole. Les pertes d'hydrocarbures dues à l'utilisation d'huile de chaîne pour l'abattage sont considérées comme des pollutions diffuses, car très largement dispersées sur l'ensemble des zones exploitées. Au contraire, les fuites d'hydrocarbures qui se produisent lors du remplissage des réservoirs ou qui sont dues à des fissures dans les cuves de stockage, sont considérées comme des pollutions localisées en un point.

Les produits phytosanitaires (pesticides, fongicides) qui sont principalement utilisés pour le traitement des grumes afin d'éviter leur détérioration sur le site d'entreposage, sont également des produits à risques. Utilisés sans modération, ils peuvent causer une pollution des eaux souterraines si leur entrée dans le système est localisée en un point. Ils peuvent aussi être introduits de façon diffuse dans les sols et les nappes lorsqu'une grande zone de forêt est traitée pour lutter contre les maladies. En Suisse, l'utilisation des produits phytosanitaires en forêt reste soumise à des restrictions strictes (LFo, 1991; OEaux, 1998; ORRChim, 2005). Les seuils de tolérance définis dans les lois qui protègent les écosystèmes ne doivent en aucun cas être dépassés pour que l'eau soit considérée comme potable.

Les nitrates et les métaux lourds résultent quant à eux d'interactions entre l'atmosphère, la forêt, le sol et l'eau. Ce sont les principaux types de polluants atmosphériques susceptibles d'affecter la qualité de l'eau souterraine car ils sont absorbés par la canopée, puis stockés en grande quantité dans les sols forestiers. Une mise en lumière subite de ces sols, suite à une coupe rase ou après une tempête peut, par exemple, provoquer un lessivage important de ces substances et augmenter rapidement leurs concentrations dans les eaux souterraines pendant plusieurs années (Rosén *et al.*, 1996; Mannerkoski *et al.*, 2005; Zhang and Hiscock, 2011).

L'acidification des sols forestiers peut aussi détériorer indirectement la qualité des eaux souterraines. Les sols acides qui n'ont pas les mêmes capacités d'échanges cationiques que les sols basiques ou neutres induisent parfois des phénomènes de lixiviation de certains éléments dans l'eau de percolation, comme les métaux lourds, les chlorures, les nitrates ou les sulfates (Gower *et al.*, 1995; Mannings *et al.*, 1996). L'acidification des sols est étroitement liée à la composition chimique de la roche mère, mais elle est accentuée par la présence de résineux, qui produisent une litière acidifiante (Augusto *et*

al., 1998; De Santo *et al.*, 2002; De Schrijver *et al.*, 2007). Le problème s'observe particulièrement sur les substrats cristallins qui n'ont pas suffisamment de minéraux calco-magnésiens pour tamponner cette acidité du sol.

4.1.5. Couverture forestière

Les principaux éléments de la couverture forestière qui ont un impact sur la qualité des eaux souterraines sont la composition des forêts (espèces) et la structure des peuplements (répartition des âges des arbres). Comme il est impossible de décrire l'ensemble des espèces d'arbres et leurs relations avec l'eau souterraine, le rapport résineux – feuillus est utilisé pour caractériser la composition des forêts. Dans un même contexte environnemental, les résineux et les feuillus interagissent de manière différentes au regard de la qualité des eaux souterraines.

Rapport résineux – feuillus

En termes de vulnérabilité des eaux souterraines, la différence majeure entre les forêts de résineux pures et les forêts mixtes ou de feuillus, réside dans le fait que les premières sont plus sensibles aux tempêtes et aux maladies que les secondes (Spiecker *et al.*, 2004). Une étude de cas présentée dans la deuxième partie de ce travail illustre parfaitement cette observation (voir partie 2, chapitre 3. Etude de cas : Thyez). Lorsqu'une forêt est atteinte d'une maladie ou dévastée par une tempête, la continuité du couvert forestier n'est plus assurée. Cela engendre une mise à nu brutale du sol ce qui le rend sensible à l'érosion et peut provoquer une augmentation de la turbidité dans les eaux souterraines captées. Ces eaux sont alors impropres à la consommation. De plus, comme les forêts mixtes ou de feuillus sont moins sensibles aux maladies, les traitements aux produits phytosanitaires sont aussi moins abondants sur leur sol que sur celui des forêts de résineux. Ainsi la probabilité de pollution des eaux souterraines par les produits de traitement des arbres est moins importante dans les forêts mixtes ou de feuillus.

Une autre différence entre les monocultures de résineux et les forêts mixtes ou de feuillus réside dans la capacité des premières à accumuler les polluants atmosphériques. Il est généralement admis qu'à conditions environnementales égales, les feuillus accumulent moins de polluants atmosphériques que les résineux (Augusto *et al.*, 2002; Erisman and Draaijers, 2003; De Schrijver *et al.*, 2007; Talkner *et al.*, 2010). Il convient toutefois de nuancer ces observations, car ce n'est pas le cas pour tous les éléments chimiques. Dans leur revue concernant la relation entre les dépôts atmosphériques et le type de forêt, De Schrijver *et al.* (2007) rendent compte de résultats un peu différents. Ils montrent que les forêts de résineux situées dans des zones pauvres en azote atmosphérique accumulent moins de cet élément dans les sols et dans les eaux de percolation que les forêts de feuillus. Par contre, dans les zones riches en azote atmosphérique, comme c'est le cas dans les zones à forte activité industrielle, les résineux en accumulent plus, ce qui augmente les quantités de nitrates et d'ammonium dans les eaux de percolation. Ces auteurs montrent aussi que dans la plupart des études documentées, les résineux accumulent davantage de sulfates, de soufre, de calcium, de potassium, de magnésium et d'aluminium que les forêts de feuillus, toujours à condition environnementales égales. Ces résultats sont d'importance car ils démontrent l'incidence des monocultures de résineux sur la qualité des aquifères. En effet, si les concentrations de ces substances dépassent un certain seuil, l'eau peut être qualifiée de non potable (LEaux, 1991; OEaux, 1998; Brühlmann *et al.*, 2004).

Par un apport constant d'épines au sol, les résineux favorisent la création d'une litière dite acidifiante, qui se décompose mal et empêche le retour des éléments minéraux au sol. A contrario, les feuillus ont tendance à générer une litière améliorante qui se décompose vite et qui est riche en azote (Jabiol *et al.*, 2007). L'azote produit sous feuillus est généralement rapidement recyclé car ces derniers en

consomment plus que les résineux (Rothe *et al.*, 2002). L'acidification des sols par les résineux peut altérer les capacités de rétention des substances polluantes dans les sols, en diminuant les sites d'échanges cationiques. Certaines substances comme les métaux lourds, les chlorures, les nitrates ou les sulfates peuvent ainsi être emportées dans la nappe par lixiviation (Gower *et al.*, 1995) et rendre l'eau impropre à la consommation.

Finalement, les feuillus ont généralement des systèmes racinaires qui pénètrent plus profondément dans le sol, ce qui leur permet de mieux les stabiliser et d'empêcher les phénomènes d'érosion (Bonell *et al.*, 2010; Durán-Zuazo *et al.*, 2013). Toutefois, lorsque les sols sont bien aérés, les racines de certaines espèces de résineux comme les pins peuvent aussi pénétrer profondément dans le sol et les protéger de l'érosion.

Structure des peuplements

La structure des peuplements en termes de répartition des âges des arbres a aussi un impact sur la qualité des sols et de l'eau souterraine. On parle de peuplements équiens lorsque les arbres qui les composent ont tous le même âge et de peuplements étagés lorsqu'ils sont constitués d'arbres d'âges variés. Une même espèce d'arbre, dans des conditions écologiques comparables, ne prélève pas la même quantité d'eau et de nutriments dans le sol selon son stade de développement (Hudson *et al.*, 1999; Vertessy *et al.*, 2001; Andréassian, 2004). Généralement, les quantités d'eau et de nutriments prélevés par les espèces jeunes augmentent constamment jusqu'à ce que les arbres atteignent leur maximum de croissance. Passé ce stade, les quantités prélevées diminuent avec l'âge. Ce phénomène agit entre autres sur les flux de nitrates entre le sol et la nappe. En effet, les jeunes peuplements évitent un lessivage trop important de cet élément par une consommation plus élevée de nitrates que les vieux peuplements (Emmett *et al.*, 1993; Kreutzer *et al.*, 1998; Rothe *et al.*, 2002).

Tout comme la composition de la forêt en termes d'espèces, la répartition des âges au sein des peuplements a une incidence sur la stabilité de la couverture forestière. En effet, les forêts équiennes sont nettement plus sensibles aux maladies et aux parasites que les forêts étagées. Lorsqu'une forêt est touchée, elle doit être rasée d'une traite, ce qui peut être désastreux pour la qualité des aquifères sous-jacents (voir partie 2, chapitre 3. Etude de cas : Thyez).

Malgré les quelques exceptions relevées dans les lignes précédentes, les forêts mixtes et de feuillus ainsi que les peuplements étagés sont plus favorables pour préserver la qualité des sols et des eaux souterraines que les forêts équiennes et/ou de résineux purs. La raison principale réside dans la stabilité du couvert forestier offerte par des peuplements mixtes d'âges variés. Un couvert forestier varié et continu protège les sols de l'érosion et assure un prélèvement constant d'éléments nutritifs. C'est pourquoi la composition (pourcentage de résineux) et la structure (répartition des âges) des peuplements forestiers sont des critères majeurs à intégrer dans les méthodes pour l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines dont les bassins d'alimentation se situent sous forêt.

4.1.6. Sol forestier

Les sols ont un impact important sur la qualité des eaux souterraines, car ils sont l'interface entre l'atmosphère et le milieu souterrain. La fonction filtrante du sol dépend de sa capacité d'adsorption et de dégradation des substances polluantes, qui est fonction de sa teneur en minéraux argileux, en matière organique et de la diversité microbiologique qu'il abrite (Keesstra *et al.*, 2012). Ces mécanismes d'atténuation des pollutions dépendent aussi du temps de résidence des polluants dans le sol, qui résultent de son épaisseur, de sa perméabilité, de sa teneur en eau initiale, ainsi que des propriétés physicochimiques de ces substances polluantes. Comme la présente recherche a pour objectif de développer une méthode de vulnérabilité des eaux souterraines en milieu forestier qui ne soit pas spécifique à un type de polluant en particulier, ce dernier aspect n'est pas abordé dans les lignes suivantes.

Les sols forestiers sont plus proches de leur état naturel que les autres, car leurs cycles ne sont presque jamais interrompus. De même, à l'exception des zones sur lesquelles circulent les machines, leur structure est préservée des phénomènes de compaction qui sont dommageables pour les eaux souterraines, car ils diminuent la porosité efficace des sols (Frey *et al.*, 2009; Ampoorter *et al.*, 2010). L'infiltration est ainsi limitée et le ruissellement favorisé, ce qui peut augmenter l'érosion des sols et engendrer des problèmes de turbidité.

Grâce à la diversité importante de la microfaune, à la présence constante de racines et à un couvert continu, un humus important se développe dans les sols forestiers. Ce dernier assure une fonction de filtrage de l'eau efficace sur l'ensemble des zones boisées (Jordi, 2005). Les sols forestiers contiennent davantage de matière organique que les sols urbains, industriels ou agricoles ce qui améliore encore l'atténuation des substances polluantes (Gaberšček and Murlis, 2011).

Dans sa revue sur les études des bassins versants jumelés, Andréassian (2004) montre que les sols forestiers doivent être suffisamment profonds pour que des différences notables puissent s'observer par rapport aux prairies. Dans le cas contraire, les différences entre couvert forestier et prairie sont réduites à l'interception des précipitations par la canopée. Toutefois, l'auteur ne donne pas de valeur limite concernant la profondeur minimale que le sol doit avoir.

Pour des raisons de simplification et afin de limiter le nombre de critères à ajouter aux méthodes de vulnérabilité existantes, seuls deux critères relatifs aux sols forestiers sont retenus dans cette recherche. Il s'agit de leur profondeur et de leur perméabilité. La profondeur des sols interfère sur le temps de résidence de l'eau dans ce compartiment et donc la période durant laquelle les phénomènes d'atténuation peuvent se produire. La perméabilité du sol agit sur la capacité d'infiltration et de rétention de l'eau et des substances polluantes. Elle est estimée au travers de leur texture et de leur structure. En considérant la texture des sols, la teneur en minéraux argileux qui est un paramètre important en termes de rétention des polluants, est indirectement envisagée.

4.1.7. Sylviculture et exploitation forestière

La sylviculture est l'« ensemble des sciences et techniques orientant l'évolution naturelle des peuplements forestiers pour les guider vers les objectifs fixés dans le cadre d'une gestion durable de la forêt. » (Bastien and Gaubertville, 2011). Le choix des espèces et les âges des peuplements influencent la qualité des eaux souterraines. Ces critères sont décrits au chapitre « couverture forestière » et ne sont donc pas repris ici.

L'exploitation forestière désigne les « opérations de récolte du bois comprenant l'abattage des arbres, le façonnage, le débardage, et éventuellement le transport » (Bastien and Gaubertville, 2011). Les

opérations d'exploitation forestière qui ont un impact sur la qualité des eaux souterraines sont principalement les coupes, l'utilisation des machines lourdes pour le débardage et les travaux d'entretien et de création des routes et dessertes.

Les coupes de grande surface sont incontestablement les interventions forestières qui ont le plus d'impact sur la qualité des eaux souterraines. Elles génèrent une forte augmentation du ruissellement de surface, de l'érosion des sols et de la turbidité (Mannerkoski *et al.*, 2005; Ide *et al.*, 2013). Une grande quantité d'eau interceptée avant la coupe par la végétation ne l'est plus, ce qui augmente la quantité d'eau qui arrive au sol, et donc l'infiltration. De même, les concentrations de certains éléments, comme les nitrates, augmentent considérablement pendant des périodes variant de 5 à 15 ans après des coupes de grande taille. Ces augmentations sont d'autant plus importantes que la coupe est grande (Rosén *et al.*, 1996; Mannerkoski *et al.*, 2005; Futter *et al.*, 2010; Keesstra *et al.*, 2012). Elles sont dues à la rupture de l'équilibre de l'écosystème car les arbres ne prélèvent plus ces éléments nutritifs dans les sols. De plus, une accélération du processus de nitrification est induite par la présence de déchets végétaux au sol et par une quantité de lumière plus importante.

L'utilisation des machines lourdes peut aussi porter atteinte à la qualité des eaux souterraines. Elles provoquent une compaction des sols, ce qui réduit leur perméabilité. Le ruissellement de surface est alors plus important, et l'érosion est accentuée. La création de route et de dessertes modifient aussi complètement les sols forestiers et rend les zones adjacentes vulnérables aux pollutions.

La surface des coupes d'abattage influence donc fortement la qualité des eaux. Ce facteur ne peut pas être intégré à la caractérisation de la vulnérabilité des eaux souterraines, car il est décidé par l'homme. Par contre, les coupes de grande surface peuvent être interdites ou soumises à restriction afin de prévenir le risque de pollution des eaux. De même, les forêts homogènes en termes d'espèce et d'âge des arbres sont peu favorables à la qualité des eaux souterraines et la sylviculture doit être orientée de manière à éviter ce genre de forêt.

4.1.8. Discussion

L'état des connaissances sur les relations forêt – eaux souterraines se développe de plus en plus, particulièrement depuis l'introduction des études des bassins versants jumelés. Toutefois, il est difficile d'identifier clairement les facteurs qui influencent ces relations, car ils sont nombreux et souvent interconnectés.

La deuxième partie de cette recherche, intitulée « caractérisation de l'influence du sol et du couvert forestier sur les eaux souterraines », présente deux études de cas qui mettent en lumière les liens qu'entretiennent la couverture et le sol forestier avec la qualité des eaux souterraines. Ces études révèlent aussi différentes dynamiques d'écoulements en fonction des saisons dans les milieux boisés.

4.2. MÉTHODES D'ESTIMATION ET DE CARTOGRAPHIE DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

4.2.1. Concept de vulnérabilité des eaux souterraines

Le concept de vulnérabilité des eaux souterraines a été introduit par Margat à la fin des années 60 (Margat, 1968). Il se base sur le fait que les écosystèmes compris entre la surface terrestre et les aquifères protègent naturellement les eaux souterraines contre les pollutions d'origine humaine, animale ou naturelle. Partant de ce postulat, le terme de « vulnérabilité des eaux souterraines » est défini comme étant le contraire de « protection naturelle contre les pollutions » (Vrba and Zaporozec, 1994; Zwahlen, 2003; Ravbar, 2007; Ducommun, 2010). Cette protection est possible grâce à différents mécanismes d'atténuation des pollutions qui peuvent se produire durant le parcours de la substance polluante dans le système. Ces mécanismes sont entre autres la dispersion, la filtration, la sédimentation, la dilution, l'absorption/désorption, la biodégradation, la volatilisation et la dégradation chimique (Vrba and Zaporozec, 1994; Fetter, 2001; Zwahlen, 2003; Ducommun, 2010).

Certaines spécifications sont apportées au terme de vulnérabilité des eaux souterraines. L'expression « vulnérabilité intrinsèque » est utilisée dans les cas où seules les caractéristiques naturelles des écosystèmes sont appréhendées, alors que le terme de « vulnérabilité spécifique » est utilisé lorsque la nature du polluant et son scénario d'entrée dans le système sont considérés. De même, le terme de « vulnérabilité de la ressource » caractérise la sensibilité aux pollutions d'un aquifère dans sa globalité, alors que celui de « vulnérabilité de la source » se focalise sur un captage en particulier (Zwahlen, 2003; Ravbar, 2007).

La première carte de vulnérabilité a été publiée en 1970 par Albinet pour le territoire français (Albinet, 1970). Dès lors, de nombreuses méthodes pour l'estimation et la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines ont été développées. Ces publications se sont généralisées au monde entier dès la fin des années 80. Les plus répandues sont DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), SINTACS (Citivà and M., 1997), EPIK (Doerfliger and Zwahlen, 1998), PaPRIKa (Doerfliger *et al.*, 2009), l'Approche Européenne (Daly *et al.*, 2002) et ses méthodes dérivées COP (Vías *et al.*, 2006), PI (Goldscheider *et al.*, 2000). Mentionnons aussi quelques-unes des méthodes propres à un pays comme par exemple les méthodes suisses (Doerfliger and Zwahlen, 1998; Pochon and Zwahlen, 2003; Biaggi *et al.*, 2012), la méthode slovène (Ravbar, 2007), ou encore la méthode irlandaise (Shemes, 1999).

La vulnérabilité des eaux souterraines est un domaine particulièrement vaste et il est impossible de dresser un état des connaissances exhaustif sur cette thématique. De plus, de nombreuses revues détaillées existent sur ce sujet (Vrba and Zaporozec, 1994; Zwahlen, 2003; Ravbar, 2007; Ducommun, 2010). C'est pourquoi le chapitre suivant ne présente que les méthodes principales, sélectionnées en fonction de leur pertinence, et servant de bases aux méthodes ForSIG et ForDISK. Elles sont présentées par ordre chronologique de création.

En plus des principales approches d'estimation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines existantes, deux guides méthodologiques pour la protection des aquifères en milieu forestiers sont résumés : *ALPEAU* (Bligny *et al.*, 2012) et *GESTOFOR* (Marty, 2011). Ces guides ne constituent pas des méthodes d'estimation de la vulnérabilité des aquifères à proprement parlé, mais ils donnent des pistes pour encourager la protection des eaux souterraines en forêt.

4.2.2. Classification des méthodes existantes

La classification des méthodes d'estimation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines peut se faire de multiples façons en fonction:

- du type de vulnérabilité étudiée : intrinsèque ou spécifique ;
- de l'objet étudié : source ou ressource ;
- du contexte géologique : poreux, karstique, fissuré ou autre ;
- du contexte géographique : pays, environnement naturel, climat ;
- du résultat souhaité : carte de vulnérabilité générale, zones de protection d'une source ou estimation de la vulnérabilité en un point donné ;
- du type de concept et des techniques utilisées : méthodes empiriques utilisant des paramètres et indices superposables, méthodes mathématiques – numériques par modélisation ou méthodes prévisionnelles par analyse statistique.

Pour chacune des méthodes décrites dans les lignes qui suivent, un tableau récapitulatif (Tableau 1) aide le lecteur à identifier dans quelle classification elle se trouve.

Tableau 1 : Classification des méthodes de vulnérabilité des eaux souterraines décrites ci-après.

	Type de vulnérabilité	Objet étudié	Géologie	Géographie	Q données requises	Résultat souhaité	Concept et techniques	Remarques
DRASTIC	Intrinsèque	Ressource	Tous	USA	Elevée	Cartes de vulnérabilité	Paramètres et indices superposables	Largement utilisée hors USA
EPIK (CH karst)	Intrinsèque	Source	Karst	Suisse	Elevée	Zones de protection	Paramètres et indices superposables	Largement utilisée hors Suisse
COST-620 et UE approche	Intrinsèque	Source ou ressource	Karst + autres	Europe	Moyenne	Base pour les méthodes résultantes (PI, COP)	Paramètres et indices superposables	Flexible et adaptable
COP	Intrinsèque	Ressource	Karst	Méditerranée	Elevée	Cartes de vulnérabilité	Paramètres et indices superposables	Aussi applicable ailleurs en UE
PI	Intrinsèque	Ressource	Karst	Europe	Elevée	Carte de vulnérabilité	Paramètres et indices superposables	
CH fissuré	Intrinsèque	Source	Fissuré	Suisse	Moyenne	Zones de protection	Diverses (distances, 10 jours et empirique)	
CH poreux	Intrinsèque	Source	Roches meubles	Suisse	Moyenne	Zones de protection	Isochrone des 10 jours, distance	
PaPRIKa	Intrinsèque	Source	Karst	France	Elevée	Cartes de vulnérabilité et Périmètres de protection	Paramètres et indices superposables	Basée sur EPIK
Alpeau	Intrinsèque	Source ou Ressource	Tous	Forêts alpines et jurassiennes	Faible	Appréhension globale de la vulnérabilité en forêt	Pas une méthode de vulnérabilité	S'adresse aux forestiers
Gestofor	Spécifique	Source	Tous	Forêts du Sud de la France	Faible	Estimation de la vulnérabilité sur une parcelle forestière	Estimation par la pente et la distance au captage	S'adresse aux forestiers

De plus amples informations sur la classification de ces méthodes, les avantages et les inconvénients de chaque concept sont détaillées dans les thèse de Romain Ducommun (2010), de Nataša Ravbar (2007) ainsi que dans le rapport final de l'action COST-620 (Zwahlen, 2003).

4.2.3. Méthodes existantes

DRASTIC

La méthode DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) est une méthode à paramètres et indices superposables. Elle a été développée par l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (EPA) pour la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines aux Etats-Unis. Elle est applicable dans la majeure partie des situations géologiques et climatiques qui peuvent y être rencontrées. Cette méthode propose une adaptation du système de pondération des critères pour les pesticides ce qui permet une appréhension de la vulnérabilité spécifique à ce type de contamination uniquement.

Etant l'une des premières méthodes à avoir été mondialement utilisée, DRASTIC a fait l'objet de nombreuses adaptations en fonction de l'évolution des connaissances informatiques d'une part, et des particularités géographiques des régions étudiées, d'autre part. Ici seule la méthodologie de base est exposée.

La méthode DRASTIC considère sept paramètres pour l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines :

- la profondeur du toit de la nappe (**D**ept*h* to water) est subdivisée en sept classes de vulnérabilité. Plus la profondeur au toit de la nappe est importante, moins la zone est vulnérable ;
- la recharge (net **R**echarge) est exprimée en hauteur d'eau infiltrée dans la nappe sur une année. Elle est divisée en 5 classes. Plus la recharge est élevée, plus la vulnérabilité l'est aussi. Le postulat fait ici est que l'importance de la recharge est un facteur aggravant la pollution, car elle la pousse dans le système. Ce postulat ne prend pas en compte le fait que plus la recharge est importante plus les pollutions sont diluées ;
- la géologie de la roche aquifère (**A**quifer media) est établie selon dix grands ensembles lithologiques comme les calcaires massifs, les calcaires karstifiés, les roches métamorphiques, les moraines, les grès... A chaque type de lithologie est attribué un degré de vulnérabilité variable qui est défini par l'expert en fonction de la réactivité de l'aquifère, de sa fracturation et des phénomènes de sorption qui peuvent s'y produire ;
- les propriétés du sol (**S**oil media) sont subdivisées en onze classes en fonction de leur composition, de leur texture et de leur structure. Plus les sols sont perméables, plus ils sont considérés comme vulnérables car ils favorisent l'infiltration des pollutions. La possibilité que l'eau ruisselle sur des sols imperméables et que les contaminants s'infiltrerent ensuite de façon concentrée en aval n'est donc pas envisagée dans cette approche ;
- la topographie (**T**opography), ou plus précisément le pourcentage de pente, est subdivisé en cinq classes. L'hypothèse faite ici est que plus la pente est faible, plus il y a d'infiltration et plus la zone est vulnérable. Comme pour le paramètre « sol », la question de la ré-infiltration des eaux ruisselées dans une zone de pied de pente n'est pas abordée. De même que la question de l'érosion des sols favorisée par la pente et du transport de matières fines dans l'aquifère qui en résulte ;
- l'impact de la zone non saturée (**I**mpact of the vadose zone media) est divisé en onze classes d'après les lithologies qui la composent. Comme pour le critère « géologie de la roche aquifère », chaque lithologie a un degré de vulnérabilité variable qui doit être défini par l'expert en fonction de ses connaissances du système. Généralement, une lithologie dans

laquelle l'eau circule rapidement est considérée comme plus vulnérable qu'une lithologie dans laquelle l'eau circule lentement. Cette classification ne considère pas la superposition de différentes lithologies, comme celle, par exemple, du placage morainique sur du karst ;

- la conductivité hydraulique de l'aquifère (hydrolic Conductivity of the aquifer) est divisée en six classes différentes. Plus elle est élevée, plus le milieu est considéré comme vulnérable car les mécanismes d'atténuation des pollutions ont moins de temps pour se produire. Ce critère est étroitement lié à la géologie de la roche aquifère.

Les paramètres décrits ci-dessus sont pondérés et combinés en fonction de leur potentiel d'atténuation des pollutions pour obtenir l'indice DRASTIC de chaque zone. Cet indice correspond à un degré de vulnérabilité qui permet l'élaboration des cartes souhaitées.

Cette méthode a souvent été critiquée (Zwahlen, 2003; Ravbar, 2007; Ducommun, 2010), car la mise en classe de chaque paramètre y est établie de façon arbitraire. En outre, l'ambiguïté de certains critères n'est pas considérée. C'est le cas notamment des précipitations qui peuvent pousser la pollution dans le système ou la diluer. Il en est de même pour la pente qui peut favoriser le ruissellement pour pousser le contaminant hors du système ou au contraire favoriser l'infiltration des contaminants dans les zones de pied de pente. Ceci est aussi valable pour les sols très peu perméables. De plus, certains critères manquent (végétation, profondeur du sol p.ex.), alors que d'autres se recoupent et ne devraient pas être considérés séparément (type de lithologie de la roche aquifère \approx conductivité hydraulique p.ex.). Finalement, cette méthode part du postulat que la pollution se produit à la surface du sol, qu'elle parvient dans la nappe en étant poussé par les précipitations et qu'elle se comporte exactement comme une goutte d'eau, ce qui n'est pas le cas de tous les types de pollution.

EPIK

A cause de leur fonctionnement hydrogéologique particulier (circulation rapide dans les conduits et lente dans la matrice, présence de zones d'infiltration préférentielle en surface, couverture pédologique peu épaisse, voire absente...), les aquifères karstiques sont considérés comme les plus sensibles aux pollutions (Vrba and Zaporozec, 1994; Doerfliger and Zwahlen, 1998; Zwahlen, 2003). De nombreuses méthodes d'estimation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu karstique existent. EPIK (Doerfliger and Zwahlen, 1998) est la première méthode qui a été développée spécialement pour ce type d'environnement. Tout comme DRASTIC, il s'agit d'une méthode paramétrique à indices superposables.

La délimitation des zones de vulnérabilité par la méthode EPIK se fait par le calcul du Facteur de Protection F pour lequel quatre critères ont été sélectionnés (Tableau 2). Il s'agit du développement de l'Epikarst (E), de l'importance de la couverture protectrice (P), des conditions d'infiltration (I) et du développement du réseau karstique (K). Ces critères sont évalués et pondérés par un indice de protection en fonction du rôle protecteur qu'ils offrent aux les eaux souterraines. Ils sont ensuite cartographiés sur l'ensemble du bassin d'alimentation des sources et des captages étudiés. De la somme des valeurs obtenues résulte le Facteur de Protection F pour chaque zone du bassin d'alimentation. A chaque classe du Facteur de Protection F correspondent des classes de vulnérabilité (faible, moyenne, élevée, très élevée), auxquelles sont attribuées les zones de protection S1, S2 et S3 satisfaisant la législation suisse.

Tableau 2 : Indexation des quatre critères de la méthode EPIK. Modifié d'après *EPIK (1998)*.

Morphologie karstique observée (en relation avec l'épikarst)	E1	Gouffre, aven, ponor, embut, doline, lapiez, relief uniforme, cuestas	
	E2	Zones intermédiaires situées dans les alignements de dolines; ouvalas, vallées sèches, canyons, poljés	
	E3	Le reste du bassin versant	
Absence de morphologie karstique			
		A. Sol reposant directement sur les formations calcaires ou sur des formations détritiques de très grande conductivité hydraulique (éboulis, moraines latérales)	B. Sol reposant sur > de 20 cm de formation géologique de faible conductivité hydraulique (K) (argiles, limons)
Absence de ouverture protectrice	P1	0-20 cm de sol	
	P2	20-100 cm de sol	20-100 cm de sol et de formation de faible K.
	P3	> 1m De sol	> 1m de sol et de formation de faible K.
Couverture protectrice importante	P4		Formation de très faible K > 8m, ou d'épaisseur > 6m avec > 1m de sol
Infiltration concentrée	I1	Perte – lits et berges des cours d'eau alimentant une perte – écoulements superficiels s'infiltrant – secteurs du bassin versant d'un cours d'eau comprenant des systèmes de drainage artificiel	
	I2	Secteur du bassin versant d'un cours d'eau non drainé artificiellement, et dont la pente est > 10% pour les surfaces cultivées et > 25% pour les prairies et les pâturages	
	I3	Secteur du bassin versant d'un cours d'eau dont la pente est < 10% pour les zones cultivées et <25% pour les prairies et pâturages. En dehors du bassin versant d'un cours d'eau, zones de pieds de pente collectant les eaux de ruissèlement et pentes prononcées (> 10% pour les zones cultivées et > 25% pour les prairies et pâturages) dont les eaux de ruissèlement alimentent ces zones	
Infiltration diffuse	I4	Le reste du bassin d'alimentation	
Réseau karstique bien développé	K1	Réseau karstique bien développé à conduits décimétriques à métriques très peu colmatés et bien connectés entre eux	
Réseau karstique mal développé	K2	Réseau karstique mal développé, à drains ou conduits mal connectés ou colmatés, ou encore de dimension décimétrique et inférieure	
Aquifère mixte ou fissuré	K3	Exutoire en milieu poreux avec un effet protecteur possible – aquifère fissuré non karstique	

Concernant la caractérisation des critères lithologiques et hydrogéologiques d'un site, la méthode EPIK offre de bonnes bases pour l'estimation de la vulnérabilité des aquifères karstiques. Mais d'autres critères importants ont été délaissés. Il s'agit entre autres des critères relatifs au sol et à sa couverture. Certaines propriétés du sol comme son épaisseur, sa perméabilité, sa teneur en minéraux argileux ou encore son activité biologique jouent un rôle prépondérant dans les mécanismes d'atténuation des substances polluantes. EPIK ne considère que son épaisseur. Le type d'occupation

du sol est aussi un élément important qui n'est pas abordé dans EPIK. Un couvert forestier atténue généralement la vulnérabilité d'un site en raison notamment de la reprise de certains éléments nutritifs par la végétation arborescente (voir partie 1 chapitre 4.1. Rôle protecteur de la forêt sur les eaux souterraines).

En plus de ces quelques critiques, l'expérience a montré que la méthode EPIK a tendance à surévaluer la superficie des zones de protection en terrains karstiques. L'étude de cas de la source de l'Eperon présentée au paragraphe 3.3 de la troisième partie de cette recherche arrive aux mêmes conclusions. Ce fait occasionne par ailleurs d'importants conflits d'intérêts entre les propriétaires des parcelles et les planificateurs en termes d'aménagement et de gestion du territoire. En effet, la réglementation en matière de zones de protection est stricte en Suisse et les pertes financières sont importantes pour les forestiers ou les agriculteurs qui ont des parcelles soumises à cette législation. C'est pourquoi EPIK est actuellement en cours de révision dans les bureaux de l'administration fédérale (communication personnelle).

COST-620 et l'approche européenne

L'action COST-620 a débuté en 1996 et a duré 5 ans. Le rapport final (Zwahlen, 2003) a posé les bases de la cartographie de la vulnérabilité et du risque pour la protection des aquifères carbonatés à l'échelle européenne. Plusieurs définitions et concepts de base de la vulnérabilité des eaux souterraines y ont été fixés, comme par exemple le modèle « origine – cheminement – cible » (en anglais origin – pathway – target), qui est utilisé comme fondement conceptuel de la présente recherche (Figure 2).

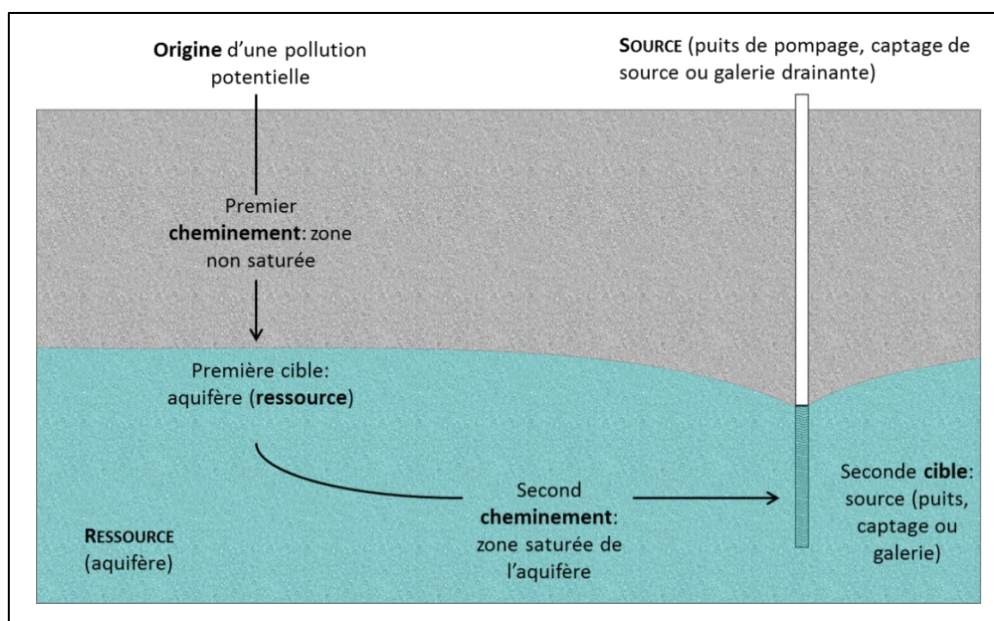


Figure 2: Modèle conceptuel « origine – cheminement – cible ». Modifié d'après Zwahlen 2003.

L'origine désigne l'endroit, généralement en surface, où une pollution se produit. Elle peut se concentrer en un point, comme c'est le cas pour la plupart des pollutions accidentelles (p. ex. le déversement d'hydrocarbures suite à un accident ou une fuite) ou être introduite de façon diffuse sur une zone, comme pour les pollutions atmosphériques ou agricoles (p. ex. l'épandage d'engrais, de

pesticides ou d'herbicides). L'origine d'une pollution peut occasionnellement être localisée en profondeur, comme c'est le cas pour les anciennes décharges par exemple.

Le cheminement indique le chemin que doit parcourir la pollution depuis son point d'origine jusqu'à sa cible. Il est constitué de tout ce qui se trouve entre deux, c'est-à-dire de la couverture végétale du sol et des couches lithologiques sus-jacentes à l'aquifère. Les propriétés physiques de ces couches déterminent les mécanismes qui interviennent dans l'atténuation des pollutions et leur épaisseur définit le temps dont disposent ces mécanismes pour se produire. La nature et l'épaisseur des terrains traversés sont donc les éléments-clés de l'appréhension de la vulnérabilité des eaux souterraines. A noter que certains éléments géomorphologiques peuvent engendrer un effet bypass de ces couches lorsqu'une pollution s'infiltré de façon concentrée, dans une doline ou une perte par exemple.

La cible qualifie l'élément qui doit être protégé contre une éventuelle pollution. Si l'ensemble de l'aquifère est visé (vulnérabilité de la ressource), seul le cheminement vertical de la pollution est considéré, c'est-à-dire le parcours entre le lieu de la pollution et le toit de la nappe. Si le captage d'eau est ciblé (vulnérabilité de la source), on considère non seulement le cheminement vertical, mais aussi la parcours horizontal qui se produit dans la zone saturée de l'aquifère. En effet, une atténuation des pollutions est aussi possible dans ce compartiment-là.

L'Approche Européenne (Daly *et al.*, 2002) pose les grandes lignes pour l'appréhension de la vulnérabilité des eaux souterraines dans les contextes géographiques et climatiques européens. Elle a été conçue spécialement pour les environnements karstiques, mais peut être appliquée dans tout type d'environnement. De même, elle propose de qualifier la vulnérabilité de la ressource, mais une adaptation à la source est possible par l'appréciation d'un facteur supplémentaire, le facteur K. Les quatre critères considérés sont :

- le facteur O (**O**verlying layers), qui considère les propriétés physiques des couches sus-jacentes à l'aquifère, en termes de transport et d'atténuation des polluants ;
- le facteur C (**C**oncentration of flow), qui identifie les zones sur lesquelles les écoulements se concentrent, induisant un passage rapide de la pollution de la surface à la nappe ;
- le facteur P (**P**recipitation), qui considère les précipitations en fonction de leur répartition spatiale et temporelle ;
- le facteur K (**K**arst network), qui permet d'appréhender la vulnérabilité d'une source en particulier, en étudiant l'étendue du réseau karstique qui l'alimente.

Cette approche a la particularité de ne donner aucune classification ni aucune valeur pour appréhender la vulnérabilité des sites étudiés. C'est pourquoi elle ne peut être utilisée telle quelle. Cinq méthodes se fondent sur les bases de cette approche : les méthodes PI et COP qui sont décrites plus avant et les méthodes VULK, LEA et Time-Input. Les méthodes ForSIG et ForDISK, qui font l'objet de cette étude, se fondent entre autres sur les principes de l'Approche Européenne.

COP

La méthode COP se réfère aux bases de l'approche européenne développée dans le cadre de l'action COST-620 (Zwahlen, 2003). Utilisée pour cartographier la vulnérabilité intrinsèque des aquifères karstiques, elle est applicable dans différents contextes climatiques, mais reste particulièrement bien adaptée aux régions méditerranéennes. Cette méthode spécifique a l'avantage de pouvoir être appliquée avec une quantité variable de données.

Les critères choisis pour l'appréhension de la vulnérabilité sont les mêmes que ceux décrits dans l'Approche Européenne (Daly *et al.*, 2002). Le **facteur O** désigne le degré de protection offert par les couches surplombant l'aquifère. Leur épaisseur et leurs propriétés physiques définissent la capacité d'atténuation des pollutions de ces couches qui sont subdivisées en deux sous-sections :

- la couche superficielle (biologiquement active) du sol, qui est caractérisée par sa texture, sa granulométrie, et son épaisseur ;
- les couches lithologiques non saturées, qui sont caractérisées par le type de roche, leur degré de fracturation, leur épaisseur et le fait que l'aquifère soit confiné, semi-confiné ou non confiné.

Le **facteur C** décrit le potentiel de l'eau à traverser rapidement les couches sus-jacentes par un effet bypass. Cet effet bypass est causé par des facteurs géomorphologiques tels que les dolines, les pertes, les zones de pied de pente, ou d'autres formes karstiques qui ont pour effet de concentrer les écoulements. Pour ce facteur C, deux scénarios sont envisagés dans la méthode COP :

- le scénario 1 considère les bassins d'alimentation recouverts d'une couche peu perméable, induisant un ruissellement de sub-surface. Dès lors, la recharge est à la fois auto et allo-génique, et fini par se concentrer dans une perte, une doline ou en bas des pentes. Dans ce cas, le facteur C est caractérisé par : la distance de la zone de recharge à la zone d'infiltration préférentielle, la pente et la couverture végétale, et les fortes pentes sont considérées comme étant des facteurs qui diminuent la protection des aquifères.
- le scénario 2 n'envisage qu'une recharge auto-génique qui n'est pas concentrée dans une perte ou une doline. Le facteur C est alors évalué par les modelés de surface, la pente et la végétation. Dans ce cas, contrairement au scénario 1, les fortes pentes et l'absence de végétation sont considérées comme des facteurs qui augmentent la protection des aquifères car l'eau a tendance à ruisseler et à acheminer les pollutions à l'extérieur des bassins d'alimentation des aquifères.

Le **facteur P** considère la quantité des précipitations d'une part et la fréquence, la durée, l'intensité et la distribution temporelle des événements extrêmes, d'autre part. Cette dernière s'estime en divisant la quantité des précipitations en mm/an par le nombre de jours pluvieux. Une contradiction est ici mise en évidence : une grande partie des méthodes comme DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) considère que la vulnérabilité augmente en fonction de la rapidité et de l'importance de la recharge, ceci car l'eau qui s'infiltré pousse le contaminant dans l'aquifère. D'autres méthodes appréhendent la quantité de précipitations comme un facteur qui diminue la vulnérabilité d'une source ou d'un aquifère car, plus il y a d'eau qui entre dans le système, plus la pollution est diluée.

La méthode COP, qui possède de bonnes bases pour appréhender la vulnérabilité des eaux souterraines et son adaptation aux systèmes karstiques, a fait ses preuves. Néanmoins, les facteurs forestiers sont à nouveau délaissés, alors même qu'ils sont un des critères de protection non négligeables dans ce type de milieu (voir partie 1 chapitre 4.1. Rôle protecteur de la forêt sur les eaux souterraines).

PI

La méthode **PI** (Goldscheider *et al.*, 2000) se base sur l'estimation de la fonction protectrice (**P**) des couches sus-jacentes à l'aquifère et les conditions d'infiltration (**I**) de l'eau dans le système. La fonction protectrice est déterminée par l'épaisseur du sol et sa distribution granulométrique, la lithologie, la fracturation et la recharge. Les conditions d'infiltration sont évaluées en fonction des

processus d'écoulements dominants, mis en relation avec les pentes et par l'identification des zones d'infiltration préférentielle. Tous ces paramètres sont déterminés et classés dans des tableaux multicritères afin de créer deux cartes, l'une illustrant le facteur de protection, l'autre définissant les conditions d'infiltration. Ces deux cartes sont ensuite superposées et il en résulte une carte de vulnérabilité des eaux souterraines. Cette méthode requiert une grande quantité de données alors que son approche simplifiée (Nguyet and Goldscheider, 2006) a été développée sur les mêmes principes, à la différence qu'elle ne nécessite que peu de données pour son application.

L'application de la méthode PI par tableaux croisés permet une bonne adaptation des paramètres à la réalité du terrain mais sa mise en œuvre complexe peut engendrer des erreurs regrettables. En plus, la couverture forestière n'y est abordée que par un ajustement de la mise en classe relativement à la pente, ce qui n'est pas suffisant pour appréhender la vulnérabilité des eaux souterraines dans un contexte forestier.

Méthodes suisses

L'Office fédéral de l'environnement suisse (OFEV, anciennement OFEFP) a publié trois guides pratiques pour délimiter des zones de protection des eaux souterraines, qui sont en étroite relation avec la vulnérabilité des bassins d'alimentation des captages. Ces méthodes sont adaptées aux trois types d'aquifères principaux rencontrés en Suisse : karstiques (EPIK) (Doerfliger and Zwahlen, 1998), fissurés (DISCO) (Pochon and Zwahlen, 2003) et en roches meubles (Biaggi *et al.*, 2012). Ces trois documents succèdent à un seul et même ouvrage : « Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines » (Brühlmann *et al.*, 2004). Ce dernier définit de manière générale les différentes zones de protection des eaux souterraines en Suisse et détaille les mesures qui y sont associées. Il dessine une première ébauche pour la délimitation des zones de protection, mais le fonctionnement particulier des aquifères karstiques et fissurés ont conduit à la rédaction des autres guides.

La méthode spécifique aux aquifères en **roches meubles** (Biaggi *et al.*, 2012) propose une délimitation de la zone S1 par une bande de 10 mètres au minimum autour du captage et de ses drains. Si l'eau captée provient d'une source, cette zone peut être légèrement inférieure dans sa zone avale et légèrement supérieure dans la zone amont. Si les risques de pollution sont élevés, cette zone peut s'étendre sur de plus de 10 mètres, indépendamment du type de captage. La zone S2 se délimite par l'isochrone des 10 jours. Ce principe établit que la distance entre la limite amont de la zone S2 et le captage doit être parcourue par l'eau souterraine en 10 jours au minimum. Par ailleurs, une distance de 100 mètres au moins est nécessaire entre la zone amont de la S2 et la limite de la S1 dans le sens des écoulements. La zone S3 est délimitée de façon à englober la zone d'appel jusqu'au point de stagnation aval. Dans la zone amont, la distance entre la S2 et la S3 doit être supérieure ou égale à la distance entre la S1 et la S2.

La méthode **DISCO** (Pochon and Zwahlen, 2003) a été développée pour les milieux fissurés. Elle propose de distinguer deux degrés de vulnérabilité des captages en se basant sur les données de base tels que les débits, les paramètres physicochimiques et les caractéristiques biologiques des eaux.

Pour les aquifères fissurés peu sensibles aux contaminations définis par des circulations lentes, les zones de protection sont délimitées par la méthode des distances qui se base sur la même procédure que pour les milieux poreux. Cette méthode assume des écoulements lents dans un milieu continu et homogène. Elle définit la zone de protection S1 à 10 mètres autour des captages et de ses drains. La zone de protection S2 doit se trouver au minimum à 100 mètres de la limite extérieure de la zone S1, dans la partie amont définie par le sens des écoulements. La limite de la zone S3 doit être à une distance équivalente au minimum à deux fois la distance entre les zones S1 et S2.

Pour les aquifères sensibles aux contaminations, distingués par des écoulements rapides, des études plus détaillées doivent être menées. Ces études ont pour objectif de déterminer le degré d'hétérogénéité de l'aquifère qui lui-même est déterminé par le degré de fracturation de la roche, par la présence de zones d'infiltration rapides et par la réactivité du système en période de crue. Le milieu peut être alors défini comme faiblement ou fortement hétérogène. Comme pour les aquifères fissurés faiblement sensibles aux pollutions, la méthode des isochrones des 10 jours est appliquée aux aquifères faiblement hétérogènes. Les milieux fortement hétérogènes, caractérisés par des écoulements rapides dans des fissures, requièrent une étude plus approfondie. Une approche multicritères évaluant l'importance des **DIS**continuités et de la **CO**uverture protectrice (**DISCO**) permet d'estimer la rapidité du transit d'une éventuelle pollution entre son point d'entrée dans le système et son arrivée au captage. Par un système de pondération défini, la combinaison de ces deux paramètres propose un facteur de protection **F** en chaque point du bassin d'alimentation du captage, associé à un type de zone de protection **S1** (**F** nul ou très faible), **S2** (**F** faible) et **S3** (**F** moyen). La méthode **EPIK** (Doerfliger and Zwahlen, 1998), spécifique aux aquifères karstiques est décrite dans les pages précédentes.

PaPRIKa

La méthode PaPRIKa (Doerfliger *et al.*, 2009) a été créée pour la France, sur la base de la méthode EPIK (Doerfliger and Zwahlen, 1998). Elle vise à protéger l'ensemble de la ressource en eau d'une part et le captage d'autre part. Les critères retenus pour la caractérisation de la vulnérabilité sont :

- la couverture protectrice **P** (combinaison du sol, de la lithologie, de l'épaisseur et de la fracturation de la zone non saturée ainsi que de l'épikarst) ;
- la nature de la roche de la zone saturée **R** ;
- le degré de karstification **Ka** ;
- les conditions d'infiltration **I**.

Comme pour EPIK, ces critères sont évalués et délimités sur le terrain d'étude, puis sommés et pondérés pour obtenir un Indice de Vulnérabilité globale, **Vg**, en chaque point. Cette pondération s'effectue selon l'importance de chaque critère au regard de la protection des eaux ou du captage. Il en résulte une carte délimitant des zones dont le degré de vulnérabilité varie de très faible à très fort.

Les critères utilisés pour le calcul de l'indice de vulnérabilité globale **Vg** sont globalement les mêmes que pour EPIK, à l'exception des critères relatifs au sol, qui y sont plus développés. En effet, la méthode PaPRIKa classe les sols selon un premier tableau comprenant sa texture et son pourcentage de cailloux (qui définissent la nature du sol) et un second tableau compilant la nature du sol et son épaisseur. Si les données pédologiques manquent et qu'il n'est pas possible de les mesurer sur le terrain pour des questions de budget ou de temps à disposition, PaPRIKa propose de considérer uniquement l'épaisseur du sol.

Dans cette méthode, les surfaces imperméables sont considérées comme très protectrices alors qu'un ruissellement et une ré-infiltration dans des zones avales peut s'y produire. Il faut donc alors porter toute son attention sur la cartographie des zones adjacentes qui collectent les eaux de ruissellement.

De par une meilleure caractérisation des critères relatifs au sol, cette méthode est plus complète qu'EPIK. Néanmoins, le type d'occupation du sol est de nouveau laissé de côté alors que ce critère est important pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines (voir partie 1 chapitre 4.1. Rôle protecteur de la forêt sur les eaux souterraines).

4.2.4. Guides pratiques de recommandations forestières pour la protection des captages

Les ouvrages présentés ci-dessous s'adressent principalement aux forestiers. Ils ne représentent en aucun cas des méthodes pour l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines, mais ils donnent des pistes d'exploitation et de gestion forestière pour préserver la qualité des eaux pompées dans les captages dont les bassins d'alimentation se situent en zones boisées.

GESTOFOR

Le guide pratique « Recommandations forestières pour les captages d'eau potable » (Marty, 2011) a été développé par le CNPF (Forêt Privée Françaises) et le CRPF (Centre Régional de la Propriété Forestière) pour la région Midi-Pyrénées. Son but est de développer une meilleure compréhension entre les acteurs de l'eau et de la forêt dans le but de préserver la qualité des eaux au captage.

Ce guide donne en premier lieu des informations générales sur la qualité de l'eau des captages alimentés par de l'eau s'infiltrant sous la forêt. Puis il décrit les risques principaux de pollution de ces captages ainsi que les activités forestières susceptibles d'amplifier ces risques. Des éclaircissements sont ensuite donnés sur le cycle de l'eau, la notion d'aquifère, les types de captages et la vulnérabilité de l'eau captée. Une clé d'identification du contexte environnemental et des explications sur l'utilisation de fiches de terrain associées sont proposées. Ces outils permettent d'identifier la sensibilité de la parcelle exploitée en lien avec les eaux qui s'y infiltrent. Finalement, des grilles de recommandations sont fournies en fonction du type de pollution à éviter, du type d'intervention forestière prévue et de la sensibilité de la zone.

Cette méthode permet une évaluation simple et rapide de la sensibilité des zones forestières au regard de la qualité des eaux des captages. En outre, elle donne des recommandations pratiques et détaillées sur la manière d'exploiter les forêts en fonction de la sensibilité de chaque zone. Les recommandations données sont adaptées à la thématique d'intervention (coupe, création de route...) et au type de pollution à éviter. Une indication de surcoût est également donnée pour chaque mesure à prendre. Cependant, deux critiques peuvent être émises :

- pour déterminer la sensibilité d'un site, seule la pente et la distance au captage sont considérées. Certains paramètres essentiels ne sont donc pas abordés. Il s'agit entre autre des paramètres spécifiques aux propriétés des aquifères (conductivité hydraulique, couverture quaternaire, épaisseur de la zone non saturée), aux propriétés du sol (profondeur, perméabilité...), aux propriétés du terrain (zones d'infiltration préférentielles) et à celles de la couverture forestière (structure et composition des peuplements) ;
- les recommandations pour les aquifères karstiques, excepté pour les pertes, sont les mêmes que pour les aquifères fissurés et poreux-fissurés. Cette considération est inappropriée, car elle n'est pas adaptée au fonctionnement hydrogéologique de ce type d'aquifère.

En outre, cette méthode ne permet que l'estimation de la vulnérabilité d'une source en particulier, négligeant celle de la ressource en eau dans sa globalité. Elle n'est donc pas conçue pour l'élaboration de cartes de vulnérabilité.

ALPEAU

Le projet *INTERREG ALPEAU* a débuté à la fin de l'année 2008 et s'est terminé en mars 2012. Il a regroupé divers acteurs de la forêt et de l'eau pour créer un ouvrage de référence qui aide à la direction des activités sylvicoles dans le but de pérenniser la qualité des eaux souterraines en forêt. Cet ouvrage, paru en mars 2012, s'intitule « Protection des eaux souterraines en forêt : Guide Alpeau dans l'arc Alpin et Jurassien 2012 » (Bligny *et al.*, 2012).

La première partie de ce guide présente la nature des interactions entre la forêt et l'eau potable. Elle décrit le cycle de l'eau en milieu forestier, donne des explications sur le rôle de filtre de cet écosystème et explique le fonctionnement des aquifères de manière simplifiée. Cette partie introductive donne des pistes quant à l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines forêt, mais aucune méthodologie n'y est présentée. En effet la méthode ForSIG qui fait l'objet de la présente recherche, est l'une des méthodes de vulnérabilité développées dans le cadre du projet *ALPEAU*. Une seconde méthode simplifiée a été créée en parallèle, il s'agit de la méthode ForDISK, présentée au chapitre 4 de la troisième partie de la présente recherche. La première partie du guide *ALPEAU* se termine par la présentation des cadres réglementaires suisses et français concernant la protection des eaux souterraines.

La deuxième partie du guide *ALPEAU* donne des pistes de gestion et d'exploitation des forêts pour y favoriser la protection des eaux souterraines. Elle décrit d'abord les risques de pollution de l'eau potable liés aux activités sylvicoles, puis elle dresse une liste des bonnes pratiques à adopter pour préserver les aquifères et les sols forestiers.

La troisième partie expose les moyens politiques et économiques qui permettent la mise en place d'un système de protection efficace des captages d'eau potable en forêt. Elle décrit l'importance de la communication entre les autorités politiques et les gestionnaires de l'eau et de la forêt, proposant des exemples illustrant l'efficacité de cette communication. Finalement, cette troisième partie présente des améliorations du cadre réglementaire, tant du côté suisse que du côté français, pour l'adaptation des zones de protection en forêt et la rémunération de la fonction protectrice des forêts sur les eaux souterraines qui s'y infiltrent.

Une synthèse des travaux scientifiques réalisés par différents collaborateurs de l'Université de Neuchâtel dans le cadre du projet *ALPEAU* est parue en février 2012 (Sciacca *et al.*, 2012). Ce rapport décrit les recherches pédologiques et hydrogéologiques menées sur les sites d'étude du projet côté suisse, à savoir le Gibloux (canton de Fribourg), les Gorges de l'Areuse (canton de Neuchâtel) et les bois du Jorat (Canton de Vaud). Les études pédologiques ont porté sur une analyse du pouvoir filtrant des sols forestiers vis-à-vis des polluants organiques et des éléments traces métalliques. Les études hydrogéologiques ont permis d'identifier la signature chimique de l'eau souterraine ayant séjourné longtemps dans le sol forestier par une analyse du radon, du CO₂ et de la super-saturation (Babić *et al.* 2011). Elles ont aussi œuvré à évaluer le risque de contamination des aquifères par la cyperméthrine, un produit phytosanitaire utilisé pour le traitement des grumes en forêt (Dousse 2012). Finalement, des propositions de méthodes de gestion et d'exploitation forestières sont proposées en lien avec les résultats des études menées.

Sachant aujourd'hui que le guide *ALPEAU* ne donne que les grandes lignes de l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu forestier et des recommandations forestières associées, la présente recherche vise à définir de manière plus précise les moyens et la méthode d'appréhender au mieux cette vulnérabilité. Ainsi se situe-t-elle au carrefour des méthodes de vulnérabilité existantes et des guides pratiques spécifiques aux environnements forestiers.

4.2.5. Discussion

Les méthodes d'estimation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines sont nombreuses et permettent à leurs usagers de s'adapter à beaucoup d'environnements différents. Certaines ont été développées pour être appliquées dans un contexte climatique spécifique, alors que d'autres sont propres à un type d'aquifère ou à un type de contaminant. Mais aucune d'entre elles n'a été développée pour les environnements forestiers, alors même qu'une grande quantité de l'eau souterraine exploitée s'infiltré sous les forêts et que tout porte à croire que cette tendance va s'accroître ces prochaines années. L'objectif de cette recherche est de combler ce vide en proposant deux méthodes pour l'estimation et la cartographie des eaux souterraines en forêt. La première, appelée ForSIG, se base sur une étude de terrain détaillée qui permet l'élaboration de cartes de vulnérabilité précises en tenant compte des particularités de l'écosystème forestier. La seconde, du nom de ForDISK est une méthode pratique, rapidement applicable sur le terrain. Lorsque la délimitation des zones de protection manque, elle permet l'appréciation de la vulnérabilité d'une parcelle forestière sur laquelle est planifiée une intervention sylvicole afin de préserver les aquifères sous-jacents.

Les méthodes de vulnérabilité présentées ci-dessus sont basées sur des équations mathématiques simples (additions d'indices de vulnérabilité et pondération). Elles s'appuient sur une simplification de la réalité et les cartes qu'elles génèrent ne doivent en aucun cas être considérées comme exactes. En effet, elles ne donnent qu'un résultat indicatif en présentant la vulnérabilité de certaines zones par rapport à d'autres. De plus, elles sont difficiles à calibrer et à valider, car il est impossible de vérifier la vulnérabilité réelle de chaque zone.

Il faut encore préciser que ces méthodes de vulnérabilité ne remplacent aucunement des études d'impact et ne doivent pas être utilisées dans ce but. En effet, lorsque de telles études sont exigées, c'est parce que les travaux envisagés sont susceptibles de modifier l'environnement et que ces modifications peuvent se répercuter sur le fonctionnement hydrogéologique des eaux souterraines. L'appréciation de la vulnérabilité des eaux souterraines permet d'identifier et de définir un ordre de priorité des zones sur lesquelles des études d'impact doivent être menées mais elle ne peut en aucun cas les remplacer.

4.3. CONCLUSION

L'état des connaissances sur les relations forêt – eaux souterraines ainsi que la description de certaines méthodes de vulnérabilité ont permis d'identifier les lacunes existantes quant à l'estimation de la vulnérabilité des aquifères dont les bassins d'alimentation se situent sous forêt. Ceci permet d'orienter la présente recherche pour :

- identifier les principaux éléments de l'écosystème forestier qui agissent sur la qualité des eaux souterraines ;
- identifier les faiblesses des méthodes de vulnérabilité existantes afin de développer une nouvelle méthodologie, mieux adaptée au comportement des écosystèmes forestiers.

La deuxième partie de cette recherche vise à caractériser l'impact du sol et du couvert forestier sur les eaux souterraines, afin de définir clairement les critères à ajouter aux méthodes ForSIG et ForDISK développées dans le cadre cette thèse et décrites dans la troisième partie.

DEUXIÈME PARTIE

INFLUENCE DU SOL ET DU COUVERT FORESTIER SUR LA
QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

1. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

Avant d'atteindre un aquifère, l'eau traverse le couvert forestier, le sol et la roche non saturée et lorsque celle-ci s'infiltré au travers de ces différentes couches, sa composition et sa qualité chimique change. Les paragraphes suivants tentent de caractériser le rôle du sol et du couvert forestier sur les changements de qualité des eaux en présentant deux études de cas.

L'étude, réalisée dans les bois du Jorat, est exposée en premier lieu. Sur ce site, un essai de traçage, un suivi physicochimique et un suivi des ions majeurs ont été réalisés durant 11 mois. L'objectif était de caractériser l'importance des phénomènes de filtration du sol forestier sur les eaux souterraines et d'identifier les dynamiques propres à chaque saison. Un essai de multi-traçages a aussi permis de simuler une pollution accidentelle pour étudier son transfert dans le sol.

La seconde étude, le cas de Theyez, illustre l'aspect protecteur du couvert forestier sur la qualité des eaux souterraines. Sur ce site, une coupe rase a été effectuée dans une forêt qui recouvrait le bassin d'alimentation d'une des sources communales. Ce changement brutal a généré une augmentation de la turbidité à la source durant plusieurs mois. Les autorités ont été contraintes d'arrêter le pompage pendant toute la période de contamination.

2. ETUDES DE CAS : BOIS DU JORAT

Si les bois du Jorat ont été choisis comme site, c'est que le WSL (Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage) y mène une étude sur l'écosystème forestier depuis plus d'une dizaine d'années. C'est dans le cadre du projet *Interreg Alpeau*, après une visite de terrain dans cette forêt, que le lien entre ces investigations et la présente recherche est apparu. L'objectif de notre étude de cas est d'identifier les fonctions de transfert, de rétention et de dégradation du sol forestier sur deux pollutions simulées à l'aide de traceurs artificiels. Un suivi physicochimique durant toute la période de l'essai a permis de comprendre le fonctionnement hydrologique du système.

Les caractéristiques géographiques, géologiques et hydrogéologiques de la zone d'étude sont d'abord décrites. Suivent les méthodes utilisées pour les investigations de terrain, qui précèdent les résultats propres à chacune d'elles. Finalement, l'interprétation et la discussion résument les observations qui ont été faites sur les mécanismes de rétention et de transfert des substances polluantes.

2.1. CONTEXTE GÉOGRAPHIQUE

Le terrain d'étude se situe sur la commune de Lausanne, au sud-ouest de la forêt du Jorat, vaste zone boisée qui surplombe la capitale vaudoise (Figure 3). Ce territoire est le plus important massif forestier du plateau suisse. Il est formé des collines assez élevées dont le point culminant est La Montagne du Château [544'600/159'100] qui atteint 932.8 m d'altitude. A Cugy, la moyenne annuelle des précipitations est de l'ordre de 1052 mm/an pour une température annuelle moyenne de 8 °C (climate-data.org). Le climat est de type tempéré humide (Cfb d'après la classification de Köppen-Geiger).

Sur une petite parcelle de ce territoire, le WSL mène depuis 1994 une recherche à long terme sur les écosystèmes forestiers. Cette recherche, appelée *projet LWF*, a pour but d'étudier l'impact des changements climatiques et des pollutions atmosphériques sur les forêts. La parcelle étudiée a une surface d'un peu plus d'1 ha et se situe dans une forêt de hêtres dont l'âge maximum est de 170 ans. On y trouve aussi des sapins blancs, des érables sycomores et des épicéas communs. Cette forêt est

gérée par la commune de Lausanne qui l'exploite de façon jardinée, en retirant les vieux arbres pour laisser la place aux jeunes, misant ainsi sur une régénération naturelle des espèces.

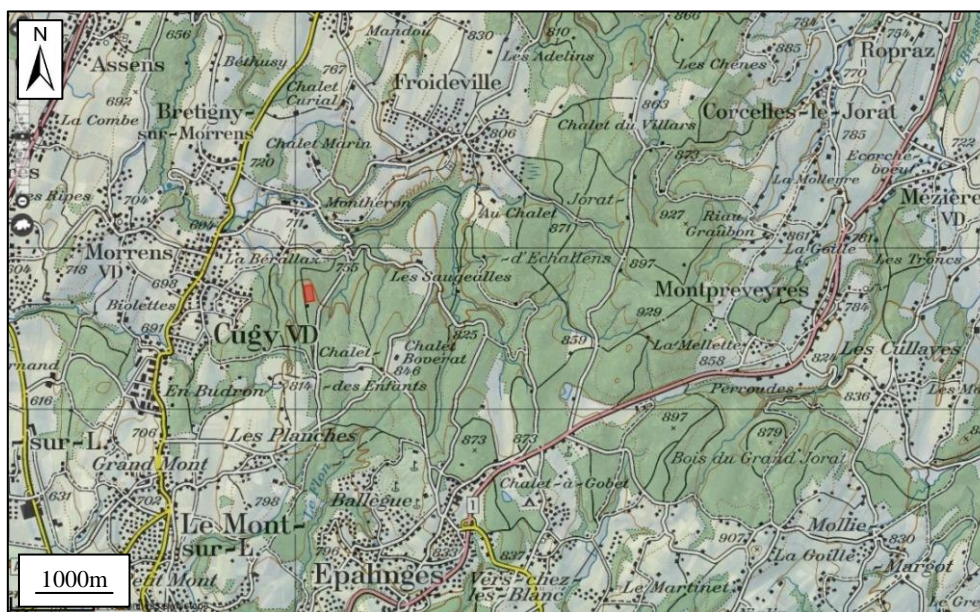


Figure 3: Situation géographique des bois du Jorat ■ = placette WSL. Modifié d'après map.geo.admi.ch.

2.2. CONTEXTE GÉOLOGIQUE ET HYDROGÉOLOGIQUE

Le Jorat est constitué de deux unités stratigraphiques principales : le Tertiaire et le Quaternaire. Dans la région d'étude, les unités du Tertiaire qui affleurent sont la molasse de l'Aquitaniens et celle du Burdigalien (Figure 4). La première est composée de couches alternées de grès, de marnes et d'argiles. Elle affleure au NW du terrain d'étude, dans la région de Cugy. L'hétérogénéité de cette couche s'observe tant horizontalement que verticalement, suggérant un empilement lenticulaire de sédiments à granulométrie variable. Son épaisseur peut atteindre jusqu'à 2000 m dans la zone sud du Jorat. La molasse du Burdigalien est constituée d'une « masse uniforme de grès grossiers ou moyens, gris ou gris-vert, à stratification entrecroisée, avec des minces lits lenticulaires de grès fins » (Bersier, 1952). Elle affleure dans une grande partie du terrain d'étude, principalement sur les sommets du Jorat où son pendage est quasi nul. Son épaisseur peut atteindre 200 à 300 m. La limite entre l'Aquitaniens et le Burdigalien est visible dans le cours d'eau La Tiolleyre non loin de Montheron. Les pendages de la zone d'étude sont quasi nuls et aucune faille importante n'y est observée.

Durant la période glaciaire du Würm, un placage morainique, principalement de la moraine de fond, a été déposé dans une grande partie des dépressions de la région d'étude. Cette couche se présente le plus souvent sous forme d'argile grise ou bleutée à cailloux, ou d'argile limoneuse à sableuse. Sa composition granulométrique et son épaisseur comprise entre zéro et quelques mètres varient rapidement. C'est ce type de moraine qui est présente sous les sols de la placette du WSL (Figure 4).

Quelques petites zones de colluvions, de terrains glissés ou affaissés et de dépôts palustres de type tourbe sont aussi présentes au-delà de la placette du WSL. Des forages ont mis à jour un important dépôt sédimentaire glacio-lacustre à granulométrie très variée, dans le village même de Cugy.

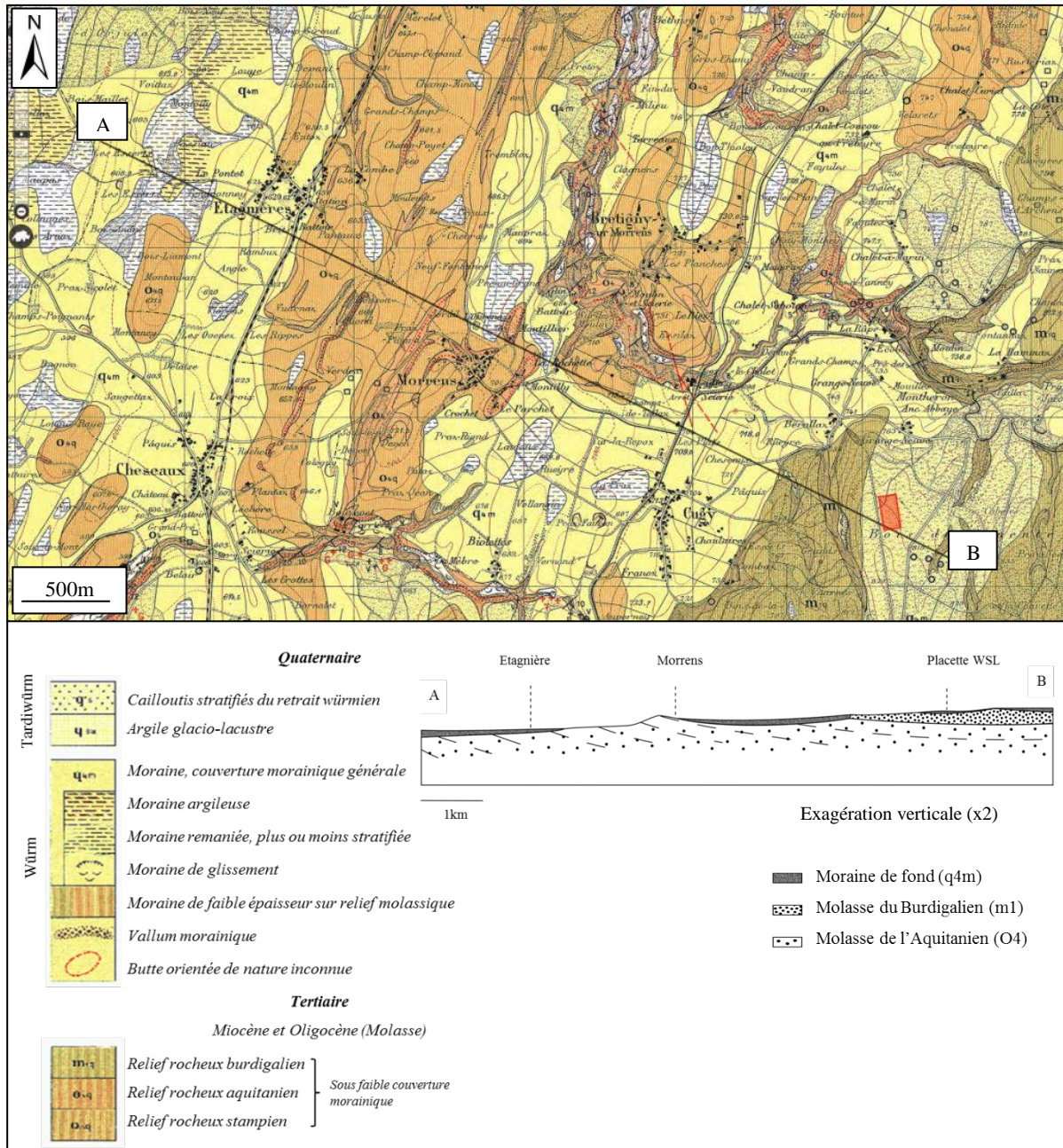


Figure 4 : Extrait de la carte géologique Jorat, feuille n° 27 de l'atlas géologique suisse au 1 :25'000. ■ = placette WSL. Modifié d'après map.geo.admin.ch. Coupe géologique modifiée d'après Bersier (1953).

D'après les informations tirées des relevés de forage recensés sur le geoportail du canton de Vaud (geoplanet.vd.ch ; Figure 5 et Annexe I) et d'après la notice explicative de la carte géologique du Jorat (Bersier, 1952), l'eau ne pénètre que rarement profondément dans les couches de molasse aquitaniennes et burdigaliennes et dans la moraine de fond. Dans ces formations, la direction des écoulements suit généralement le relief et l'eau circule à moins de 5 m de profondeur, à des vitesses faibles. Des perméabilités de l'ordre de 2.5×10^{-5} m/s ont été mesurées dans le forage n° 10 par le bureau d'étude *Impact Concept* (anciennement Pierre Blanc) à 1.75 m de profondeur au NW de la région étudiée dans la moraine de fond, composée à cet endroit de limons argileux à gravillons. Un seul forage (n° 6) réalisé pour la prospection géothermique a révélé des écoulements souterrains entre 25 et 28 m de profondeur dans des sédiments glacio-lacustres. Dans ce même forage, des écoulements ont aussi été

observés entre 60 et 64 m de profondeur et entre 110 et 112 m de profondeur dans la molasse de l'Aquitainien. Ce forage se trouve à l'est de la zone d'étude, dans le village de Cugy à une altitude de 717 m et sa profondeur totale atteint 130 m.

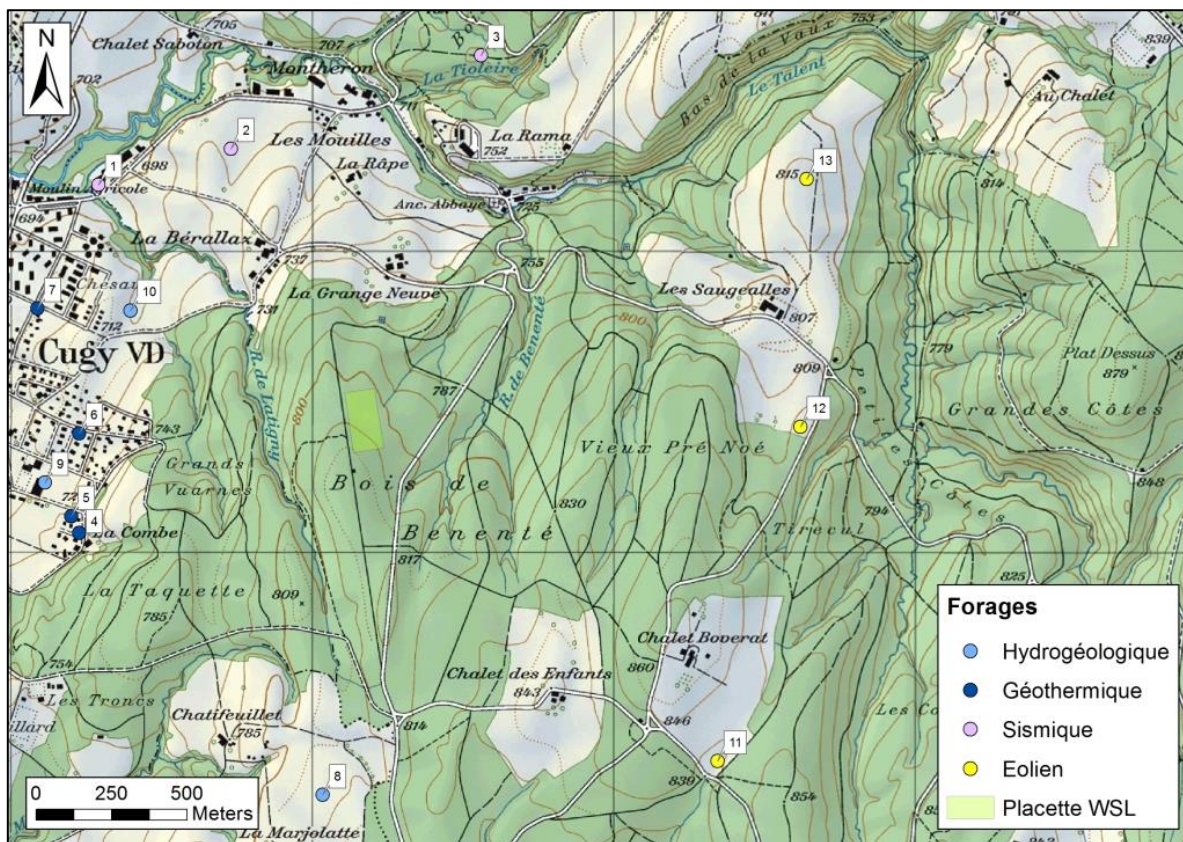


Figure 5: Emplacement des forages dans les bois du Jorat et objectifs visés. Modifié d'après *map.geo.admin.ch*.

Sur la placette du WSL, les écoulements se font principalement à l'interface du sol et de la moraine de fond très peu perméable. Cette moraine n'est toutefois pas homogène et la présence de lentilles sableuses permet par endroits la résurgence d'eau souterraine mise sous pression.

2.3. DESCRIPTION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE

Avant cette étude, seul un ruisseau à écoulement temporaire traversait le site. Afin de permettre un échantillonnage régulier de l'eau souterraine, il a fallu créer des exutoires là où des arrivées d'eau ont été localisées. Un premier drain a été réalisé en novembre 2011, puis deux autres ont été posés en juin 2013 (Figure 6). Des échantillons ont aussi été récoltés dans le petit talweg qui draine une source non pérenne : la pseudo-source de l'arbre tordu.

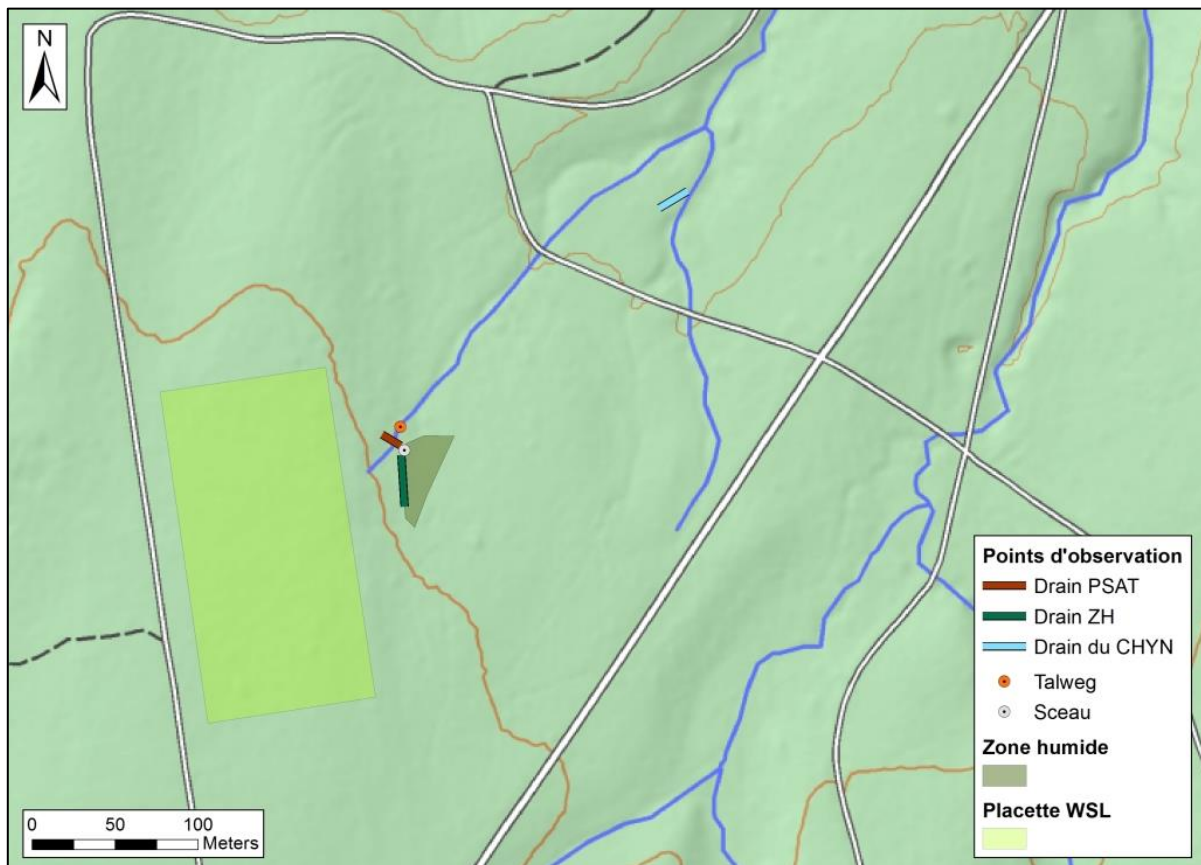


Figure 6: Emplacement des points d'échantillonnages des bois du Jorat. Modifié d'après *map.geo.admin.ch*.

Pour la réalisation du drain de la zone humide (ZH), une première tranchée a été effectuée pour capter l'eau à quelques 40 m en aval de la placette du WSL. Cette tranchée, située dans un sol très tourbeux, mesure 6 m de long, 0.5 m de large, pour une profondeur de 0.7 m. On n'y distingue pas réellement d'horizon, mais plus des trois quarts des racines des plantes y pénètrent jusqu'à 15 cm. Ce sol repose sur la moraine de fond constituée d'argiles gris-bleu et contenant des éléments grossiers de type schistes bleus, schistes verts, ou gneiss. Le fond de la tranchée a été rempli avec une fine couche de gravier sur laquelle environ 10 cm de sable ont été déposés. Le premier drain a été placé sur ce sable, puis recouvert d'environ 20 cm de gravier. Du géotextile a été déposé sur le gravier, puis celui-ci a été recouvert de terre pour refermer la tranchée (Figure 7).

Le drain, quant à lui, est constitué de deux tubes crépinés de 2 pouces de diamètre, longs de 2 m chacun et dont les fentes sont larges d'1 mm et éloignées d'1 cm les unes des autres. Le tube est ouvert sur la moitié de son diamètre. Un tube plein de 2 m de long prolonge le drain vers la surface du sol. Afin d'éviter un reflux d'eau vers l'extérieur du drain, le tube crépiné est fermé dans sa partie amont.

De plus, un bouchon d'argile situé dans la tranchée entre la partie crépinée et la partie pleine du drain a été mis en place pour permettre une mise en charge du système du côté crépiné.



Figure 7: Réalisation des drains : de gauche à droite, tranchée, bouchon d'argile et géotextile.

Le jour de la pose, le débit du premier drain a été mesuré à 0.2 l/min ce qui est peu productif. C'est pourquoi une deuxième tranchée de 4 m de long, 0.5 m mètre de large et 0.75 m de profondeur a été réalisée selon le même principe juste à côté de la première. Cette tranchée recoupe un talweg alimenté par une source temporaire : pseudo-source de l'arbre tordu (Figure 8). Ici, le sol est aussi tourbeux, mais il contient une part importante de graviers fins, ce qui favorise l'émergence d'eau dans ce talweg. A 0.6 m de profondeur environ, on retombe sur la même couche d'argile bleu-grise que précédemment. Le drain déposé dans cette tranchée est constitué d'un tube crépiné de 2 m et d'un tube plein de 2 m. Les deux drains débouchent au même endroit et l'eau qui en sort est récoltée par un seau (Figure 8).



Figure 8: Pseudo-source de l'arbre tordu et point de réunion des deux drains (Seau).

Le drain du CHYN se situe quelques 215 m en aval du seau. Il a été posé sur du sable à environ 0.5m de profondeur, à côté d'un petit ruisseau à écoulement pérenne. Il mesure environ 2 m de long.

2.4. DESCRIPTION DES SOLS DE LA PLACETTE DE WSL

2.4.1. Synthèse du rapport pédologique du WSL

Les lignes suivantes sont la synthèse d'un rapport effectué par le WSL (Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage). Toutes les informations, les chiffres et les interprétations données sont issues de ce rapport (Walthert *et al.*, 2003). Des renseignements supplémentaires se trouvent dans l'annexe II. La description détaillée d'un solum est d'abord présentée. Puis, une analyse de l'homogénéité des sols de la placette est proposée.

Description générale du solum

Le sol atteint une profondeur de 3.2 m. Sa teneur en argile a été mesurée entre 13 et 17 %, et sa densité maximale est de 1.74 g/cm³. Son pH a une valeur de 4 dans les premiers 80 cm et s'accroît ensuite avec la profondeur. Vers 2.7 m, il augmente rapidement pour dépasser la valeur de 7 à 3.1 m de profondeur. Sa conductivité hydraulique à saturation est de 11 cm/j, soit 1.27 x 10⁻⁶ m/s. La quantité d'eau disponible pour les plantes à capacité maximale a été calculée à 199 l/m².

Le sol décrit sur cette placette est un brunisol dystrique faiblement pseudogleyifié avec un humus de forme mull. Des taches rouilles et blanchâtres sont les signes d'une saturation régulière en eau (hydromorphie). Dans les trois premiers mètres, on observe cinq couches successives d'horizons différents : L, A(Sw), B(Sd), BC et C (Figure 9).

L'horizon OL mesure 5 à 8 cm. Il est constitué de résidus de végétation en grande partie non décomposée, avec < 10 % de MO. La majorité de cette litière se dégrade en une année.

L'horizon A(Sw) se situe entre 0 et 50 cm de profondeur. Il s'agit d'un horizon organo-minéral composé d'un mélange de matière organique plus ou moins humifiée et de matière minérale. Il est plutôt acide et assez humide et peut occasionnellement constituer un niveau d'eau perché, comme en témoignent les marbrures que l'on peut y observer. Lorsque cet horizon est saturé, les conditions deviennent anaérobies. L'horizon A(Sw) ne contient presque pas de squelette. Il a une texture limoneuse, une structure grumeleuse (friable) et une densité faible dans les dix premiers centimètres puis une structure particulière et une densité moyenne entre -0.1 et -0.5 m. Le taux d'enracinement y est moyen. Sa couleur est brun foncée dans les 10 premiers centimètres et brun-jaunâtre terne ensuite. Cet horizon constitue l'épisolum humifère. La forme d'humus est de type mull, ce qui signifie que l'activité biologique y est forte et que le complexe argilo-humique y est développé et stable (Gobat *et al.*, 2010).

L'horizon B(Sd) se situe entre 50 cm et 240 cm de profondeur. Il s'agit d'un horizon illuvial où la matière s'accumule en comparaison des autres horizons. On y observe une présence moyenne de squelette. Cet horizon est assez dense, sa texture est limoneuse et sa structure particulière. Le taux d'enracinement y est moyen jusqu'à 110 cm, puis faible ensuite. Il s'agit d'un horizon généralement assez humide, contenant des concrétions, des taches de rouille et des marbrures. Sa conductivité hydraulique est plus faible que celle de l'horizon A(Sw), ce qui lui permet de former des nappes perchées temporaires. Il est brun-jaunâtre terne sur toute son épaisseur.

L'horizon BC marque la transition entre l'horizon B et l'horizon C (roche mère). Il se situe entre 240 et 300 cm de profondeur. Il contient moyennement de squelette, a une texture de limons sableux et une structure particulière. Il est moyennement dense et des taches de rouille témoignent d'une saturation

fréquente. Il est de couleur gris-jaunâtre et ne contient pas de racines, bien que rien n’empêche leur pénétration jusque dans cet horizon.

L’horizon C est constitué de roche mère peu altérée à partir de 300 cm de profondeur. Il est assez dense et ne montre pas de marque d’hydromorphie prononcée. Il ne contient pas de racines et sa teinte est gris-jaunâtre terne. Il est constitué d’un plaquage morainique qui a une épaisseur comprise entre 0.5 à 2.5 m. En-dessous se trouve la molasse burdigalienne.

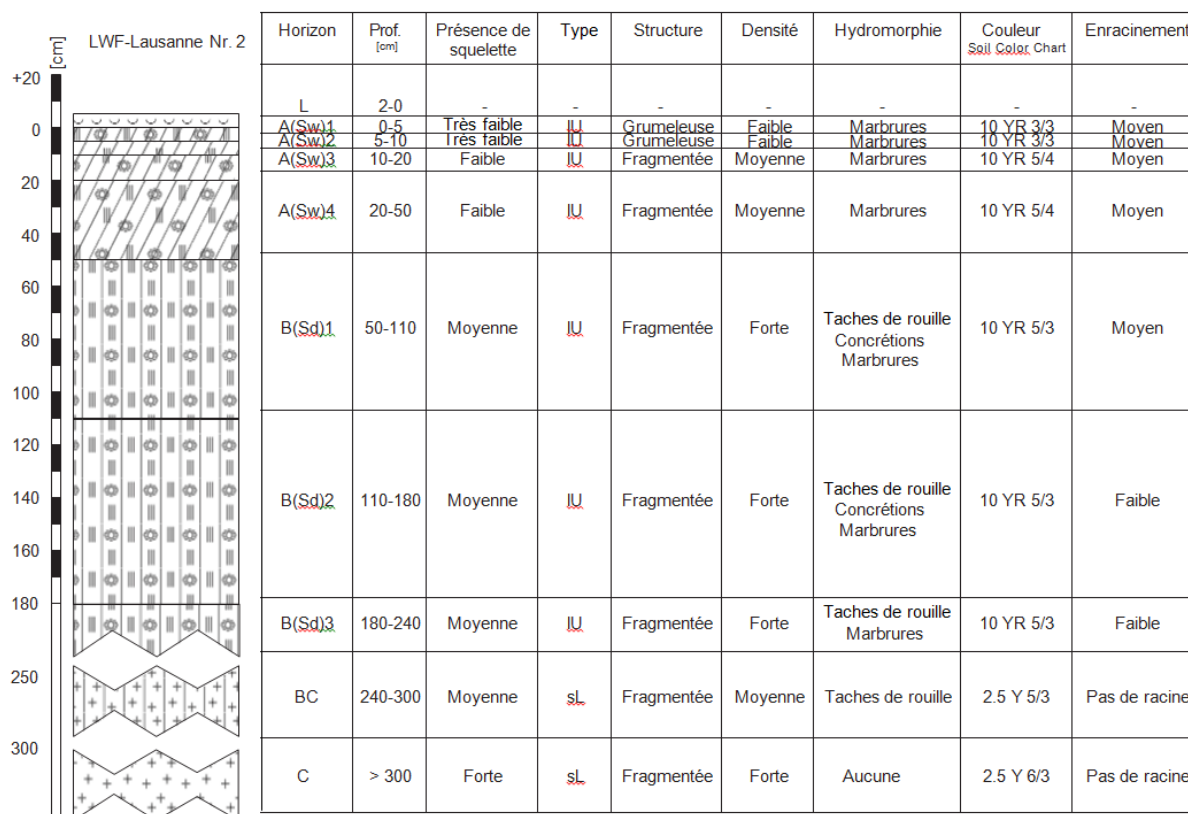


Figure 9 : Caractéristiques pédologiques de la placette LWF à Lausanne. Modifié d’après Walthert et al. 2003.

L’absence de couche organique suggère une activité biologique élevée. La majorité de la litière est dégradée en une année. Il est cependant important de noter que les marques d’humidité ne s’observent que dans la partie supérieure du sol et localement. Apparemment, ce facteur dépend du degré de compaction du sol.

Propriétés physiques du solum

Le contenu squelettique augmente lentement avec la profondeur. De nombreuses pierres se trouvent dans le sol à partir de 2 m de profondeur, mais le contenu total en pierres est évalué comme moyen. La granulométrie dominante est le sable, mais il y a aussi passablement de limons et d’argiles. La granulométrie est assez homogène sur tout le profil.

La densité du sol augmente avec la profondeur, passant de 1.12 g/cm³ à 1.65 g/cm³ à -1.45 m. Elle se stabilise ensuite à 1.65 g/cm³ jusqu’à -2.7 m, puis atteint son maximum à 1.74 g/cm³ à -3.1 m. Cette densité correspond à celle de la roche mère non altérée.

La conductivité hydraulique de l'eau à saturation est de 50 cm/j dans les 10 premiers centimètres du sol. Puis elle diminue à environ 11 cm/j vers -0.15 m pour augmenter à nouveau à 20 cm/j jusqu'à -2.7 m. Finalement, elle diminue à 12 cm/j dans l'horizon C. La conductivité hydraulique du sol suit une tendance inverse de sa densité.

La capacité de stockage d'eau dans le sol est considérée comme élevée. Ceci est dû à la faible teneur en éléments grossiers (squelette), à la distribution granulométrique assez fine et régulière tout au long du profil et à la densité moyenne du sol.

Interprétation écologique

La profondeur d'enracinement est très élevée, car le sol ne limite pas la pénétration des racines, ni l'approvisionnement en eau des arbres. En effet, il est extrêmement profond et les racines peuvent pénétrer jusqu'à 2.4 m ce qui signifie que les arbres exploitent le sol jusqu'en profondeur. Le manque d'air dû à la saturation périodique du sol n'affecte en rien la croissance des racines. Durant la période de végétation, ce type de sol a même un impact positif sur l'approvisionnement en eau des arbres car il retient l'eau d'infiltration dans la zone racinaire.

Les mesures de contrainte capillaire effectuées durant les années 1996 – 2001 ont montré que l'alimentation en eau des peuplements n'a jamais été critique pendant cette période de mesure, même pendant la période de végétation. En effet, le sol n'a jamais été asséché en-dessous de 1 m 30, même durant des périodes de sécheresse prolongée. En considérant une profondeur de pénétration des racines de 1 m 20, d'après les calculs du WSL, les peuplements de cette placette peuvent atteindre une situation de stress hydrique après 25 jours sans précipitations. Mais comme le sol est bien plus profond, un stress hydrique ne devrait pas survenir dans de telles conditions climatiques.

L'exploitation forestière peut par contre considérablement altérer le sol car ce dernier est sensible au passage des machines lourdes, principalement en période humide. En effet, il ne contient que peu de squelette et sa granulométrie est principalement représentée par des limons et des argiles. Il est donc sensible à la compaction. Sur cette placette, le sol a déjà été compacté par le passage de machines lourdes en certains endroits comme en témoignent les caractéristiques hydromorphes visibles en-dessous de la surface.

Degré d'homogénéité du sol sur la placette LWF – Lausanne Bois du Jorat

Le tableau 3 présente la variabilité des paramètres pédologiques mesurés sur la placette du WSL. Sur cette placette, 98 carottages ont été effectués à une distance de 15 m les uns des autres. Ces carottages ont montré que sur certaines parties de la placette, un horizon OH était présent, la forme d'humus passant alors de mull à moder à ces endroits.

D'après les carottages effectués sur la placette, l'épaisseur des horizons OL et OH est le plus souvent de 0.5 cm. Ce critère est jugé comme étant homogène sur l'ensemble de la placette.

Les valeurs de pH entre 5 et 10 cm de profondeur témoignent d'un sol acide à fortement acide en surface, sur l'ensemble de la placette. A noter que la partie nord de la placette semble posséder elle un sol légèrement plus acide que le sud. Néanmoins, ce paramètre est considéré comme homogène sur toute la placette.

Les valeurs de pH entre 140 et 150 cm varient de très fortement à modérément acides. La variabilité du pH à cette profondeur est plus importante que dans la couche superficielle. Néanmoins, ces variations restent petites comparées à d'autres placettes étudiées dans le cadre du projet LWF.

L'ensemble des échantillons étudiés présentent des signes d'humidité. Cependant, cette humidité varie fortement sur toute la placette qui couvre la totalité du spectre de pseudogley (très fort à très faible). Des zones homogènes quant à l'humidité des sols peuvent tout de même être localement délimitées.

Tableau 3 : Analyse de l'homogénéité des sols sur la placette du WSL. Modifié d'après *Walther et al. 2003*.

Paramètre du sol	Unité	Median	Min	Max	Nombre d'échantillons	Profil n° 2
Épaisseur de l'horizon OL	cm	0.1	0	2	98	0
Épaisseur de l'horizon OH	cm	0.4	0	3	98	0
Épaisseur de l'horizon de surface	cm	40	8	60	98	60
pH CaCl ₂ 5 - 10cm	sans unité	3.9	3.4	4.2	98	3.9
pH CaCl ₂ 70 - 80cm	sans unité	4.1	3.9	5	98	4
pH CaCl ₂ 140 - 150cm	sans unité	4.3	4	5.6	98	4.2
Profondeur de la frontière avec la calcite	cm	n.b.	180	> 300	98	300
Profondeur du solum	cm	n.b.	90	> 300	98	> 300
Profondeur de la couverture morainique	cm	n.b.	60	> 300	98	> 300

Deux roches mères différentes sont présentes sur la placette LWF. On trouve principalement de la moraine du Würm en surface sur presque toute l'étendue de la placette. L'épaisseur de cette couche varie fortement de 0.6 m à 3 m. En-dessous de la moraine du Würm se trouve la molasse sableuse. Tant la molasse que la moraine sont carbonatées à l'état non altéré.

Une fine couche de matière organique recouvre le sol sur la plupart de la surface de la placette, ce qui signifie que la dégradation de la matière organique est quelque peu inhibée. Ceci est certainement dû à la forte acidité dans les couches supérieures du sol.

L'épaisseur de l'épisolum humifère varie peu sur l'ensemble de la placette tandis que l'épaisseur relativement importante de la couche supérieure du sol et sa structure en agrégats induisent une forte activité biologique dans le sol minéral malgré la couche organique présente en surface.

Le sol est le plus souvent gorgé d'eau sur l'ensemble de la placette. Ceci est certainement dû à la présence de couches imperméables sous le sol. En effet, la roche mère peut être très compacte et ne pas laisser passer l'eau.

La profondeur du sol est généralement très importante et toujours supérieure à 1.5 m. Cependant, la profondeur peut être réduite en raison de la présence de grès compacts à certains endroits de la placette. A ces endroits, la profondeur d'enracinement peut être limitée à 1 m seulement (2.2 m pour le reste de la placette). La fréquence et le taux d'engorgement ne sont pas assez importants pour empêcher la pénétration des racines en profondeur.

2.4.2. Description pédologique de la fosse d'injection

Lors de l'essai de traçage de juillet 2013, un profil pédologique a été décrit dans la fosse d'injection (Figure 10). Ce dernier atteint une profondeur de 1.1 m, ne parvenant pas l'horizon C. Le sol est un brunisol dystrique légèrement pseudogleyifié. Aucune mesure précise n'a été effectuée dessus, seule une description élémentaire y a été réalisée.

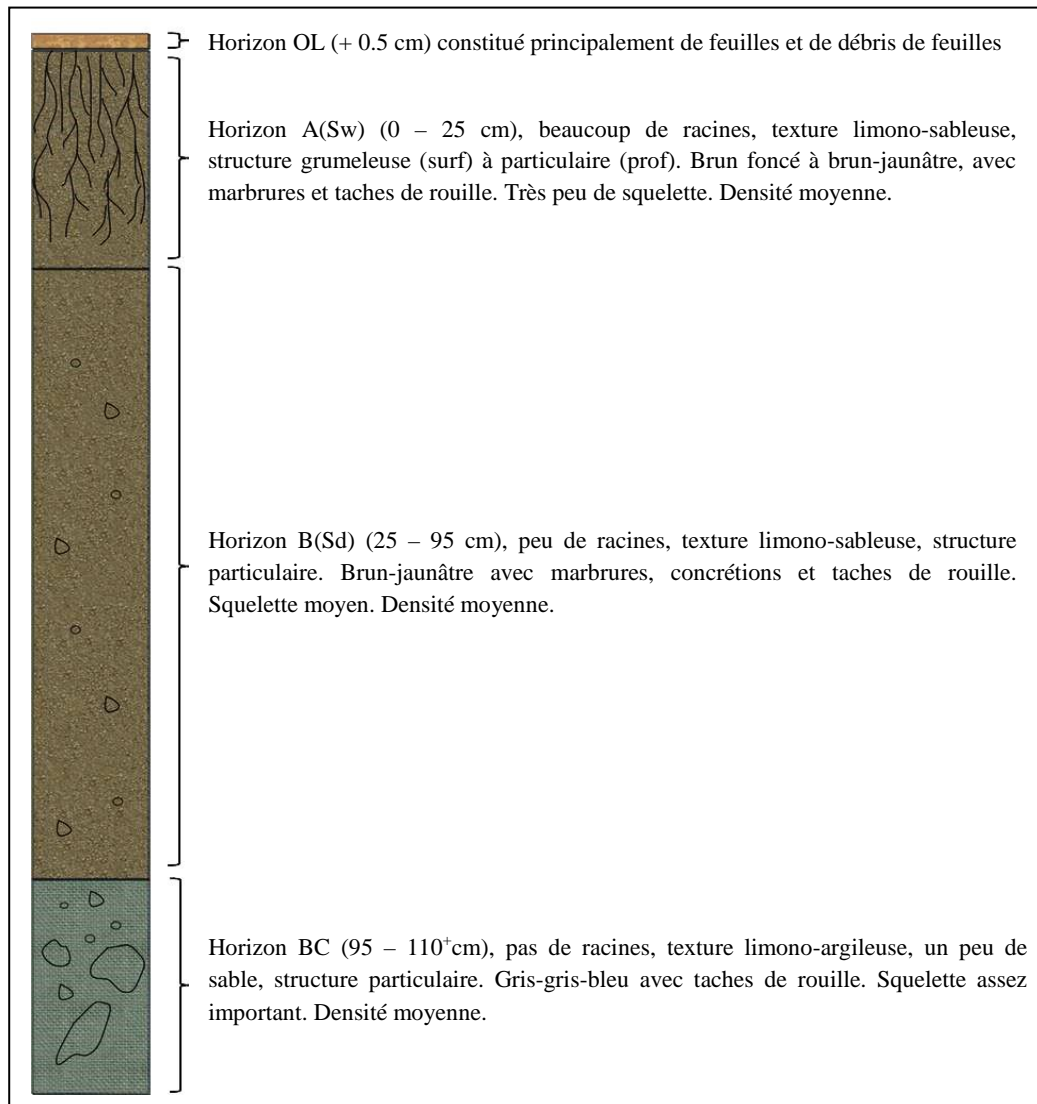


Figure 10: Description pédologique de la fosse d'injection.

Ce sol correspond assez bien à l'ensemble des sols de la placette. L'épaisseur de l'horizon A(Sw), de 25 cm est plus petite que la valeur médiane (40 cm). La forme d'humus est ici de type mull car il n'y a pas d'horizon OH dans ce sol. L'état d'humidité correspond à un pseudogley moyen.

2.5. MÉTHODES

Les méthodes utilisées pour caractériser le transfert de l'eau et des substances qu'elle contient, depuis la surface jusqu'aux eaux souterraines, sont l'analyse des ions majeurs, de l'évolution des paramètres physicochimiques principaux (conductivité électrique de l'eau, T°, débit) ainsi que l'essai de multi-traçages.

2.5.1. Paramètres physicochimiques

Pour connaître l'origine de l'eau qui sort des drains et pour en savoir plus sur la dynamique des écoulements, un suivi des débits, de la conductivité électrique de l'eau et de ses températures a été effectué du 8 juillet 2013 au 30 mai 2014 dans les drains du CHYN, PSAT et ZH, ainsi que dans le talweg.

Les mesures de conductivités électriques et de températures ont été prises à l'aide d'un conductimètre *HQ14d* à chaque visite de terrain. Elles ont été effectuées à raison d'une à deux mesures par jour au début de la période et d'une fois par quinzaine à la fin.

Les débits ont été estimés par méthode volumétrique à l'aide d'un récipient doseur et d'un chronomètre. Pour limiter l'erreur, la mesure a été effectuée à trois reprises et la moyenne calculée a été retenue. Le débit du seau a été obtenu en additionnant les débits des drains ZH et PSAT. Dans le talweg, le filet d'eau qui coule n'est pas capté par un drain et il est trop faible pour pouvoir en mesurer le débit. Toutefois, les observations de terrain ont permis de l'estimer à environ 10 fois le débit du drain PSAT.

Les données de précipitations ont été récoltées sur climap.net aux stations de mesure de MétéoSuisse de Pully (8100) du 5 juillet au 31 août et de Lausanne (8130) du 1^{er} septembre à la fin de la période. La résolution est d'un jour pour l'ensemble de la période. Des données de précipitations prises toutes les heures ont été récoltées à certains moments-clés. Les températures journalières moyennes proviennent de la station de Pully (8100).

2.5.2. Ions majeurs

Pour caractériser la signature chimique des eaux ainsi que son évolution au cours des différentes saisons, une analyse des ions majeurs a été réalisée à raison d'une fois par mois environ, du 8 juillet 2013 au 12 mars 2014. Les points échantillonnés sont les drains du CHYN, PSAT et ZH. Les éléments analysés sont le lithium, le sodium, l'ammonium, le potassium, le magnésium, le calcium et le strontium pour les cations, et le fluor, le chlore, le nitrite, le nitrate, le phosphate, le bromure, le sulfate et le bicarbonate pour les anions.

Les échantillons ont été filtrés sur le terrain à l'aide d'un filtre micro-fibre 45 µm et conditionnés conformément au guide pratique sur l'échantillonnage des eaux souterraines (Thierrin *et al.*, 2003). Les analyses ont été réalisées dans le laboratoire du CHYN par chromatographie ionique à l'aide des *DIONEX DX-120* et *DX-500*. Les mesures de l'alcalinité totale ont été réalisées avec un appareil de titrage automatique, le *Titrimo plus 848*.

2.5.3. Essai de multi-traçages

L'essai de multi-traçages permet d'étudier et de comparer la dynamique et le transfert de traceurs assimilés à des substances polluantes de la surface à l'eau souterraine, cela en fonction de la manière dont ils s'infiltrent dans le sol. Deux traceurs ayant les mêmes caractéristiques et se comportant de la même manière dans l'environnement ont ainsi été injectés simultanément, mais avec des modes d'injection différents. L'injection a été faite de façon dispersée sur une zone de sol qui n'a pas subi de modification d'une part et d'autre part de façon concentrée dans une fouille. Ainsi les caractéristiques des points d'injection varient alors que les conditions météorologiques et hydrologiques sont identiques pour les deux traceurs. Ce procédé, en plus de donner des informations quant à la dynamique du système, permet d'identifier l'influence du sol sur le transfert de substances polluantes dans l'eau souterraine.

Choix des traceurs et quantités à injecter

Les traceurs choisis sont l'uranine et l'éosine. Longtemps, leur emploi simultané a été déconseillé car ils peuvent se gêner mutuellement lors de l'analyse de la fluorescence. Cependant, l'utilisation conjointe de ces deux substances ayant été testée lors d'un essai de traçage à la source du Montant (cf. partie 3 chapitre 3.4.) et les résultats obtenus étant concluants, cette combinaison a été choisie. En effet, ces deux traceurs ont une limite de détection extrêmement basse (0.01ppb (Deyres, 2007)). De plus ils restent inoffensifs pour l'environnement et ils se comportent de façon quasi similaire en termes de réactions chimiques. En effet, ils ne sont que peu voire pas soumis à des phénomènes d'adsorption et ils agissent comme des traceurs conservatifs.

Les quantités injectées ont été calculées selon la formule (1) donnée dans le guide pratique « Utilisation des traceurs artificiels en hydrogéologie » (Schudel *et al.*, 2002) :

$$M = \alpha \cdot L \cdot A \quad (1)$$

M = masse injectée [g]

α = facteur de correction du traceur [g/m]

L = distance des points d'injection aux points d'échantillonnage [m]

A = facteur d'ajustement aux conditions de l'aquifère [-]

Le facteur α est de 1 pour l'uranine, et de 2 à 3 pour l'éosine. La valeur de 2.5 a été retenue pour l'éosine. La distance des points d'injection aux points d'échantillonnage est de 30 m. Le facteur d'ajustement aux conditions de l'aquifère est équivalente à son épaisseur pour les aquifères à porosité d'interstice. L'épaisseur de l'aquifère a été évalué à 2 m dans la zone d'injection. Pour une injection dans la zone non saturée, la masse à injecter doit être multipliée par 2 ou 3. En appliquant la formule 1, les quantités injectées devraient être de l'ordre de 240 g pour l'uranine et 600 g pour l'éosine.

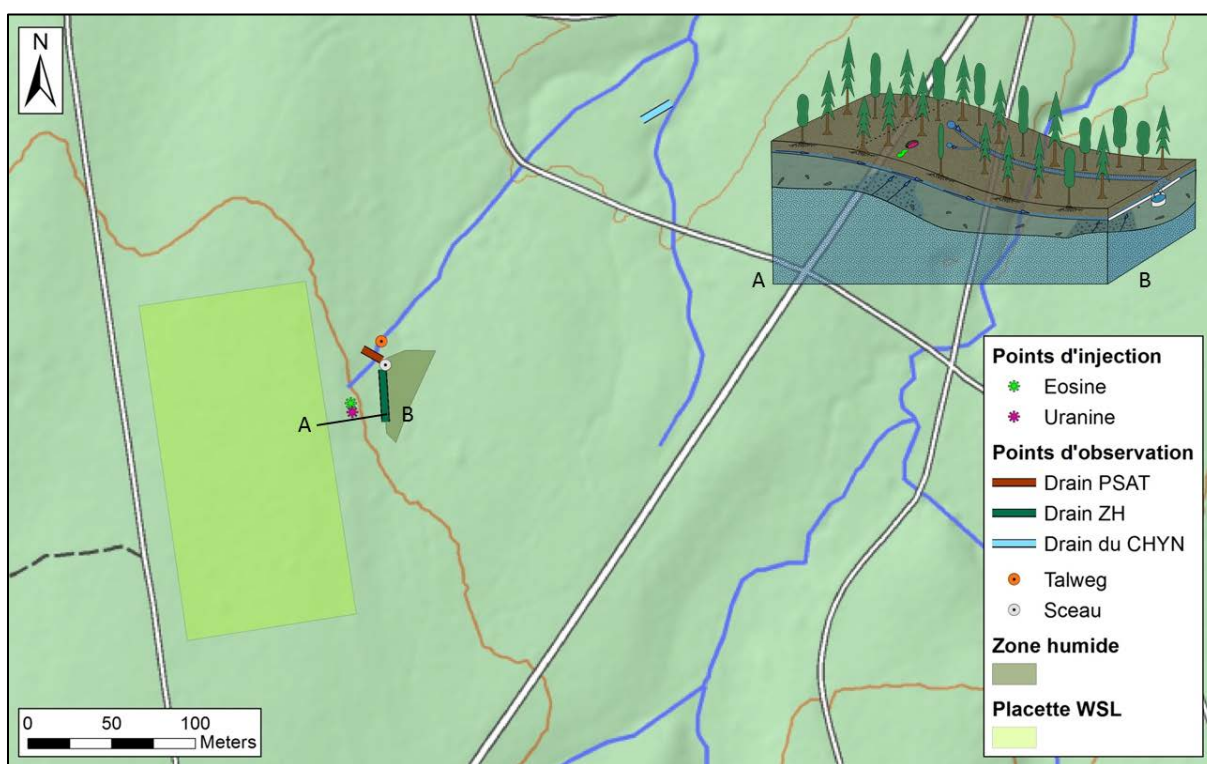
Méthode de mesure

Les échantillons récoltés manuellement et à l'aide de l'échantillonneur automatique ont été analysés en laboratoire à l'aide d'un spectrofluorimètre *Perkin-Elmer LS50B*. Cet appareil permet la mesure de la fluorescence de l'eau en fonction des différentes concentrations des traceurs qui y sont dissous. Les droites de calibration qui permettent la conversion de cette intensité de fluorescence en concentration de traceurs sont données dans l'annexe III. Des mesures en continu ont été récoltées à l'aide d'un fluorimètre de terrain, qui fonctionne sur le même principe.

Injection et échantillonnage

Le 18 juillet 2013 à 15 h 25, 500 g d'éosine dilués dans 50 l d'eau ont été injectés dans une fosse profonde de 1.1 m (la description de cette fosse se trouve au chapitre 2.4.2.). La fosse d'injection a ensuite été recouverte d'une bâche afin d'éviter toute dégradation du traceur due à la lumière. Quinze minutes après l'injection de l'éosine, 200 g d'uranine dilués dans 50 l d'eau ont été injectés à la surface du sol à 1.5 m du premier point d'injection (Figure 11).

Les 50 l d'eau contenant l'éosine ont mis entre 6 et 7 jours pour s'infiltrer totalement dans le sol, au contraire des 50 l d'eau déversés contenant l'uranine, qui eux se sont infiltrés immédiatement. L'éosine a été injectée à 1.5 m de profondeur alors que l'uranine a été répandue à sa surface. Ces temps d'infiltration très différents mettent en évidence une perméabilité hydraulique plutôt élevée dans les premiers centimètres du sol et faible en profondeur. Ceci est certainement dû à la présence de racines et d'organismes comme les lombrics qui induisent une macroporosité dans le sol en surface.



La distance minimale entre les points d'injection et d'observation est de 20 mètres pour le drain de la zone humide (ZH), de 33 mètres pour le drain de la pseudo-source de l'arbre tordu (PSAT) et de 240 m du drain du CHYN (DC).

Les données prises en continu proviennent du fluorimètre et de l'échantillonneur automatique placé dans le seau. Il s'agit donc d'une moyenne des eaux issues des drains PSAT et ZH. Le fluorimètre reflète la mesure des concentrations d'éosine toutes les 15 minutes alors que le préleveur automatique récolte de l'eau toutes les 3 à 14 heures (Tableau 4).

Des échantillons ont aussi été pris en amont du drain PSAT dans le petit talweg qui draine un ruisseau non pérenne issu de la pseudo-source de l'arbre tordu. L'exurgence de cette source se situe à 10 m des points d'injection.

L'échantillonnage manuel s'est fait tous les jours à raison d'une à deux fois par jour du 18 juillet au premier août 2013. Ensuite, les échantillons ont été récoltés tous les deux jours jusqu'au 12 août, puis à raison d'une fois par semaine jusqu'au 12 mars 2014. Dès lors, deux semaines séparaient les prises d'échantillons et ce jusqu'au 30 mai, date de fin de l'échantillonnage manuel.

Tableau 4 : Résolution temporelle de l'échantillonnage automatique durant l'essai de traçage de juillet 2013.

Début de la période	Fin de la période	Pas de temps (h)
19.07.2013 14:15	22.07.2013 11:15	3
22.07.2013 16:00	03.08.2013 12:37	4
03.08.2013 16:15	09.08.2013 04:15	6
09.08.2013 09:30	16.08.2013 02:30	7
16.08.2013 17:00	22.08.2013 11:00	6
22.08.2013 18:00	05.09.2013 11:00	7
05.09.2013 11:40	09.09.2013 07:40	4
09.09.2013 15:30	17.09.2013 07:30	8
17.09.2013 15 :15	29.09.2013 03 :15	12
29.09.2013 09 :15	21.05.2014 01 :00	14

Restitutions et des vitesses de transit

Les taux de restitution des traceurs aux différents points de mesure sont obtenus par la formule suivante (2):

$$R_M = \int_0^{\infty} cQdt \quad (2)$$

R_M = masse restituée (g)

C = concentration mesurée (ppb)

Q = débit (l/min)

t = temps (min)

Pour calculer la restitution du seau (SC), ce sont les mesures obtenues avec l'analyse des échantillons du préleveur automatique qui sont utilisées. Comme la résolution des mesures de débit est assez mauvaise (1 mesure tous les 1 à 20 jours), une évaluation plus fine de ceux-ci a été réalisée sur la base des mesures de précipitations. La fonction de corrélation est donnée dans l'annexe IV.

La restitution totale de cet essai de traçage est calculée en sommant celles obtenues à chaque point d'échantillonnage (Tableau 5) :

$$R(\%) = PSAT + ZH + TW \quad (3) \quad \text{ou} \quad R(\%) = SC + TW \quad (4) \quad \text{car} \quad SC = PSAT + ZH \quad (5)$$

Pour le calcul des vitesses, les distances minimales sélectionnées pour le talweg et le drain PSAT sont en réalité la distance qui sépare les points d'injection à l'exutoire de la pseudo-source de l'arbre tordu.

En effet, l'eau suit un chemin souterrain depuis le point d'injection jusqu'à cet exutoire, puis elle s'écoule en surface pour se ré-infiltrer dans les graviers du drain. Il est donc plus juste de ne pas considérer la distance de l'eau qui s'écoule en surface pour calculer ces flux souterrains.

2.6. RÉSULTATS

2.6.1. Paramètres physicochimiques

La période de mesure est comprise entre le 8 juillet 2013 et le 30 mai 2014 pour les points PSAT et ZH. Pour le drain du CHYN les mesures ont débuté le 22 août, alors que pour le talweg, elles ont commencé le 16 octobre (Figure 12).

Durant cette période d'un peu moins de 11 mois, il a plu au total 1327 mm. Il est tombé entre 0 et 15 mm/j du 8 au 28 juillet, le pic maximal ayant été mesuré le 29 lorsqu'il est tombé 89.1 mm. Dès lors, le temps a été sec, avec un maximum de 0.9 mm/j de précipitations du 30 juillet au 6 août. Les 7 et 8 août, il est tombé 18.5 et 10.5 mm/j respectivement, puis presque plus rien jusqu'au 5 septembre à l'exception d'une averse de 16.7 mm le 24 août. Du 6 septembre au 10 novembre, les précipitations sont devenues plus conséquentes avec des valeurs oscillant entre 0 et 46.2 mm. Une accalmie a été observée du 11 novembre au 18 décembre pour enchaîner avec une période plus humide du 19 décembre au 4 mars, où il est tombé entre 0 et 41.2 mm (mesurés le 25 décembre). Le mois de mars a ensuite été sec, à l'exception de trois jours de précipitations les 22 (29.6 mm), 23 (5.1 mm) et 24 (3 mm). Il en est de même pour le début du mois d'avril où des précipitations conséquentes (13.8 mm) n'ont été enregistrées que le 8. Du 18 avril au 14 mai, une période plus humide s'est installée avec des pluies de 0.1 à 15.9 mm le 28 avril. Du 15 au 21 mai, il n'a plus plu. Six jours de pluie de 1 à 25 mm ont suivi du 22 au 28 mai. Ensuite, il n'a plus plu jusqu'à la fin de la période, à l'exception du 4 juin lorsqu'il est tombé 10.1 mm. Très peu de précipitation sont tombées sous forme de neige et lorsque cela a été le cas, elle a fondu dans les 2 jours suivants.

De manière générale, les conductivités électriques, débits et températures de l'eau de tous les points d'observation suivent les mêmes tendances. Les températures des eaux varient de 4 à 18 °C en fonction des températures de l'air, qui évoluent entre 26.5 et -0.9 °C. Toutefois, l'ensemble des températures des eaux est plus stable que celui des températures de l'air.

Les débits et la conductivité électrique évoluent en miroir pour l'ensemble des sites. L'amplitude des variations de débit est plus faible pour le drain PSAT et le talweg que pour les drains ZH et du CHYN. Un pic de débit, mesuré à 2.8 l/min au drain ZH le 29 juillet, n'est observé que dans une moindre mesure au drain PSAT avec 0.38 l/min. De même, le maximum de 3.12 l/min obtenu le 23 octobre au drain ZH n'atteint que 2.16 l/min au drain PSAT et 1.32 l/min au drain du CHYN. C'est aussi ce jour-là que les conductivités électriques minimales ont été mesurées avec 142.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 136.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 174.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les drains ZH, PSAT et CHYN, respectivement. Les valeurs de conductivité électrique dans la solution du sol à 80 cm de profondeur ont été mesurées autour des 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ par le WSL (communication personnelle).

A l'exception des mesures du 29 juillet, les conductivités électriques et les débits sont assez stables du début de la période de mesures jusqu'au 22 octobre, oscillant entre 300 et 407 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les premières et de 0.09 à 0.53 l/min pour les seconds. S'ensuit une période plus dynamique avec des conductivités électriques qui varient souvent et brusquement du 23 octobre au 9 avril à des valeurs comprises entre 175 et 377 $\mu\text{S}/\text{cm}$, et des débits allant de 3.12 l/min à 0.2 l/min. Dès lors, les mesures se stabilisent à nouveau entre 283 et 345 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la conductivité et entre 0.4 et 0.18 l/min pour les débits.

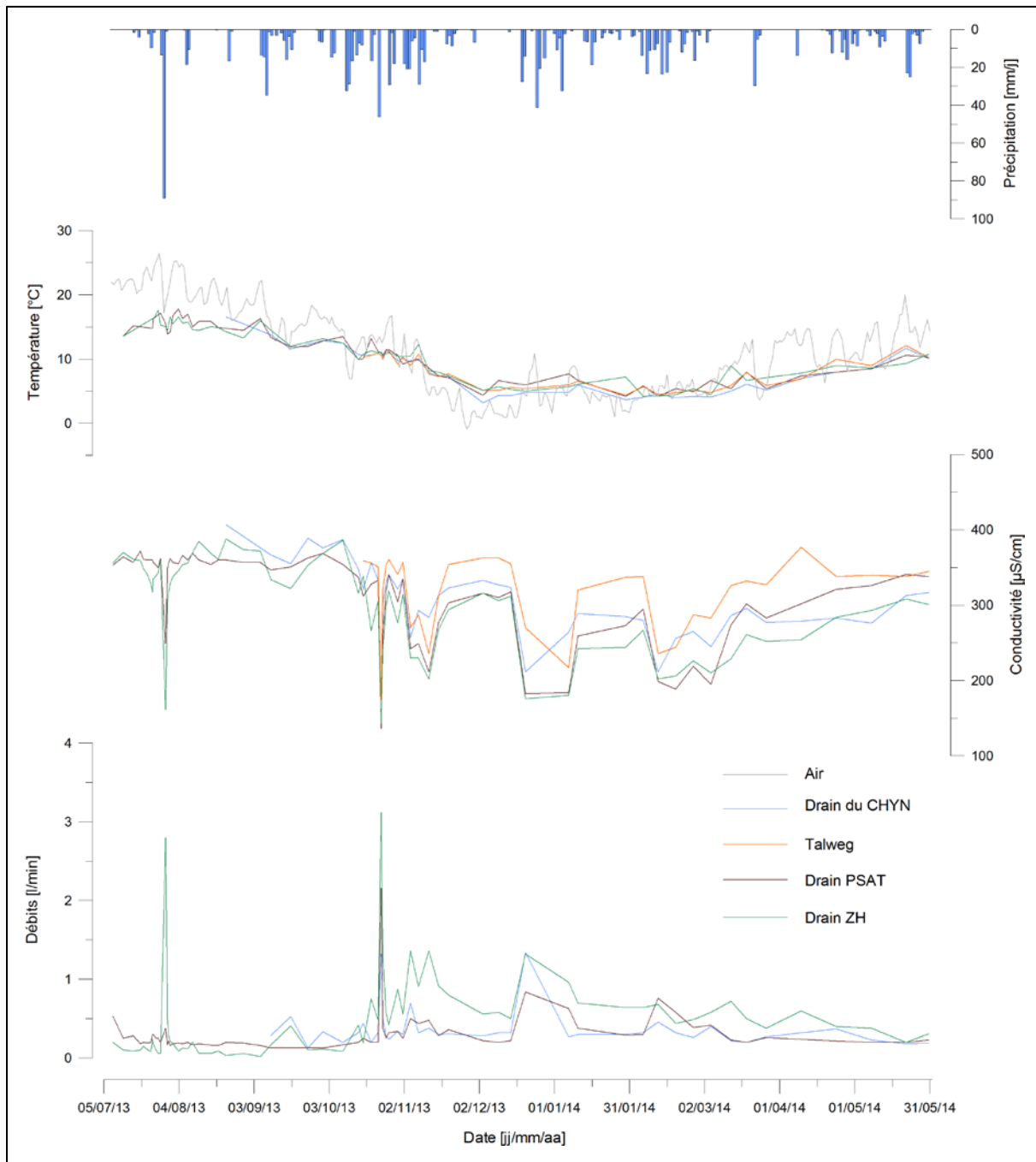


Figure 12: Evolution des paramètres physicochimiques dans les bois du Jorat.

2.6.2. Ions majeurs

Des échantillons pour l'analyse des ions majeurs ont été pris toutes les deux semaines à un mois d'intervalle aux drains du CHYN, ZH, PSAT jusqu'en mars 2014. Les balances ioniques sont présentées dans l'annexe V. Afin de cibler les périodes intéressantes, tous les résultats ne sont pas présentés. Une sélection a été réalisée afin d'avoir, pour chaque site, à chaque fois un échantillon en hautes eaux et un échantillon en basses eaux, durant l'été et l'hiver.

Le diagramme de Piper (Figure 13) permet de classer les eaux de façon proportionnelle, en fonction des valeurs relatives des concentrations des ions dominants (en %). D'après ce graphique, les eaux de la placette du WSL sont toutes de type carbonatées calciques et il est impossible de différencier clairement les eaux en fonction des saisons ou de la dynamique du système. En effet, les valeurs sont pratiquement situées au même endroit du graphique pour l'ensemble des données. Notons tout de même que les échantillons en hautes eaux contiennent proportionnellement plus de chlore ou de nitrate lorsqu'ils sont pris en hiver.

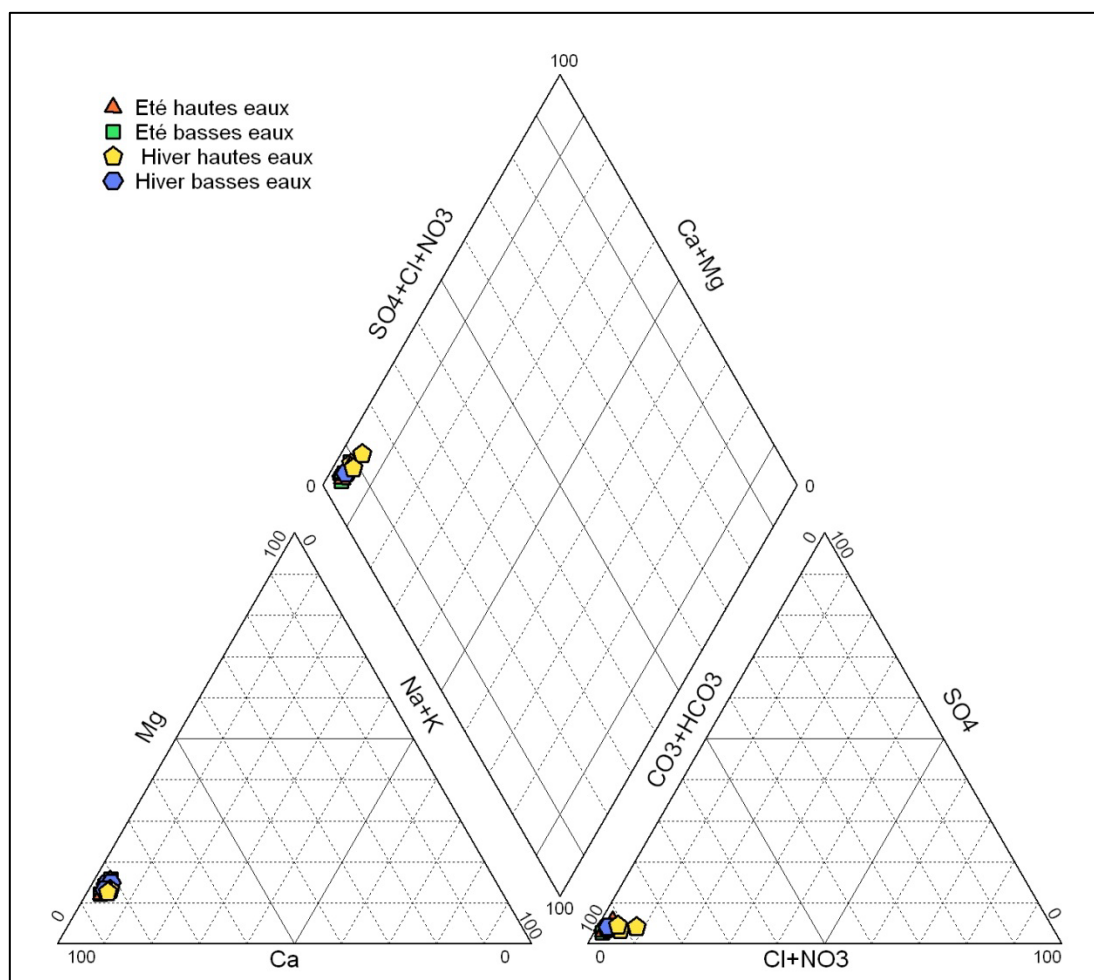


Figure 13: Diagramme de Piper pour les eaux des bois du Jorat.

Le diagramme de Schöller (Figure 14) permet, quant à lui, de visualiser les valeurs absolues des concentrations, en les représentant sur une échelle logarithmique.

Comme pour le diagramme de Piper, la composition chimique des eaux varie peu d'une saison à l'autre. Notons toutefois que les échantillons pris en période de basses eaux sont plus minéralisés, sauf pour le drain ZH, qui est relativement riche en chlore et en sulfates. Le nitrate étant l'élément qui montre le plus de variations, le paragraphe suivant lui est consacré.

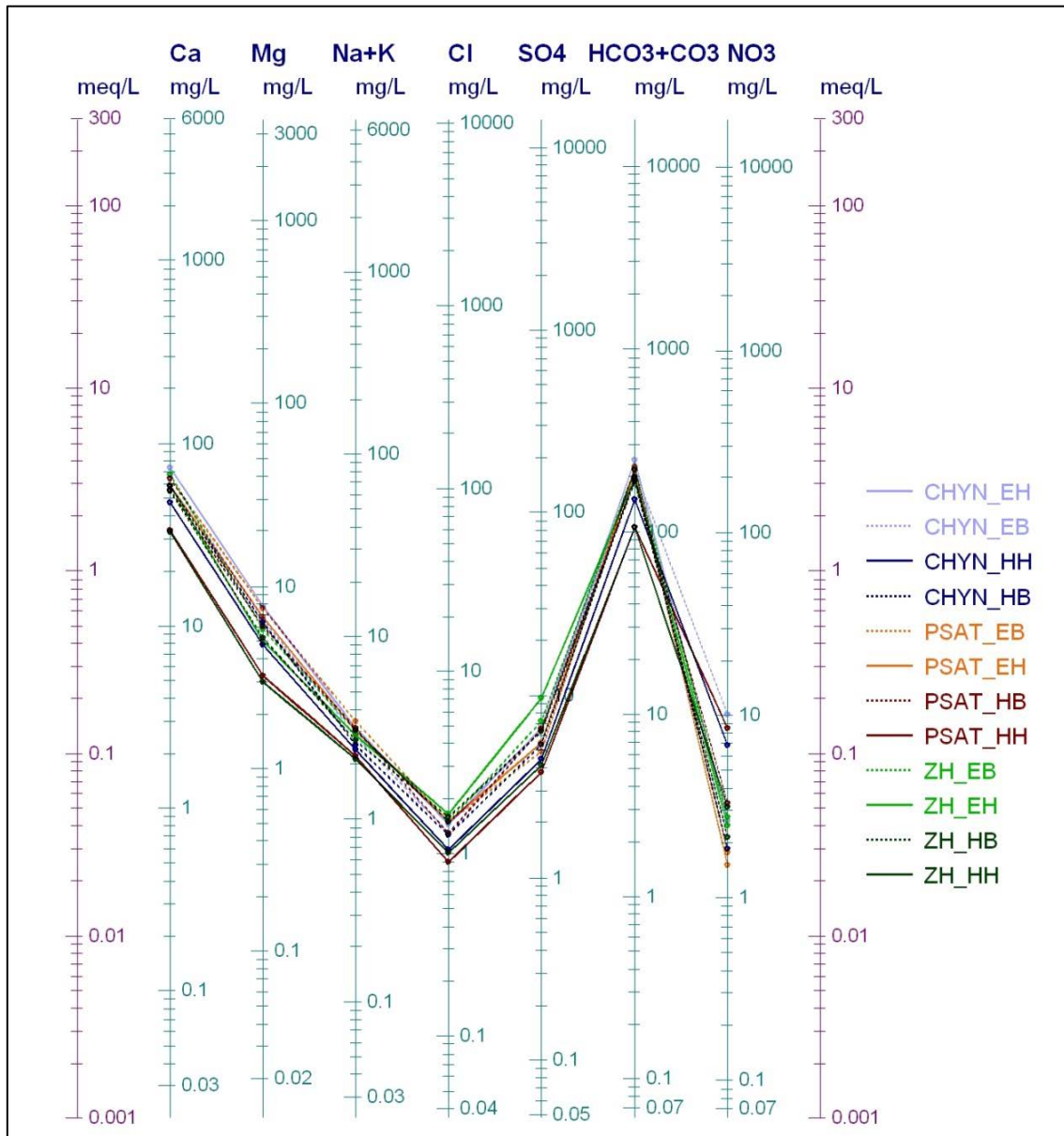


Figure 14: Diagramme de Schöller pour les eaux des bois du Jorat.

Afin d’identifier la dynamique des nitrates dans le sol forestier, une étude de leurs concentrations dans les drains PSAT, ZH et CHYN est mise en perspective avec celles prises dans la solution du sol par le WSL à 0, 15, 50 et 80 cm de profondeur (Figure 15). Les courbes sont données en trait-tillé à cause de l’espace important entre les mesures. Des données récoltées par le WSL au drain du CHYN viennent compléter les données acquises au cours de cette étude. La description des données de précipitations se trouve au chapitre précédent.

Les concentrations en nitrates sont assez stables dans les drains PSAT et ZH où elles évoluent entre 1.5 et 6.1 mg/l, et entre 1.8 et 3.2 mg/l, respectivement. Au drain du CHYN par contre, elles fluctuent entre 1.75 et 40.5 mg/l. Pour les drains ZH et PSAT, les teneurs en nitrates ont une légère tendance à diminuer au début puis à se stabiliser. Elles augmentent ensuite légèrement en fin de période. Pour le drain du CHYN, les concentrations augmentent en début de période pour diminuer ensuite et osciller entre 2 et 10 mg/l.

Dans les solutions du sol, les teneurs en nitrates sont plus fortes en été qu’en hiver. En été, elles oscillent entre 7.5 et 46.5 mg/l puis fluctuent plus entre 5.6 et 15 mg/l à partir du 24 septembre. Il est aussi intéressant de relever que les concentrations dans les solutions à 0, 10 et 50 cm chutent après la pluie du 29 juillet, alors que dans la solution du sol à 80 cm, c’est l’inverse qui se produit.

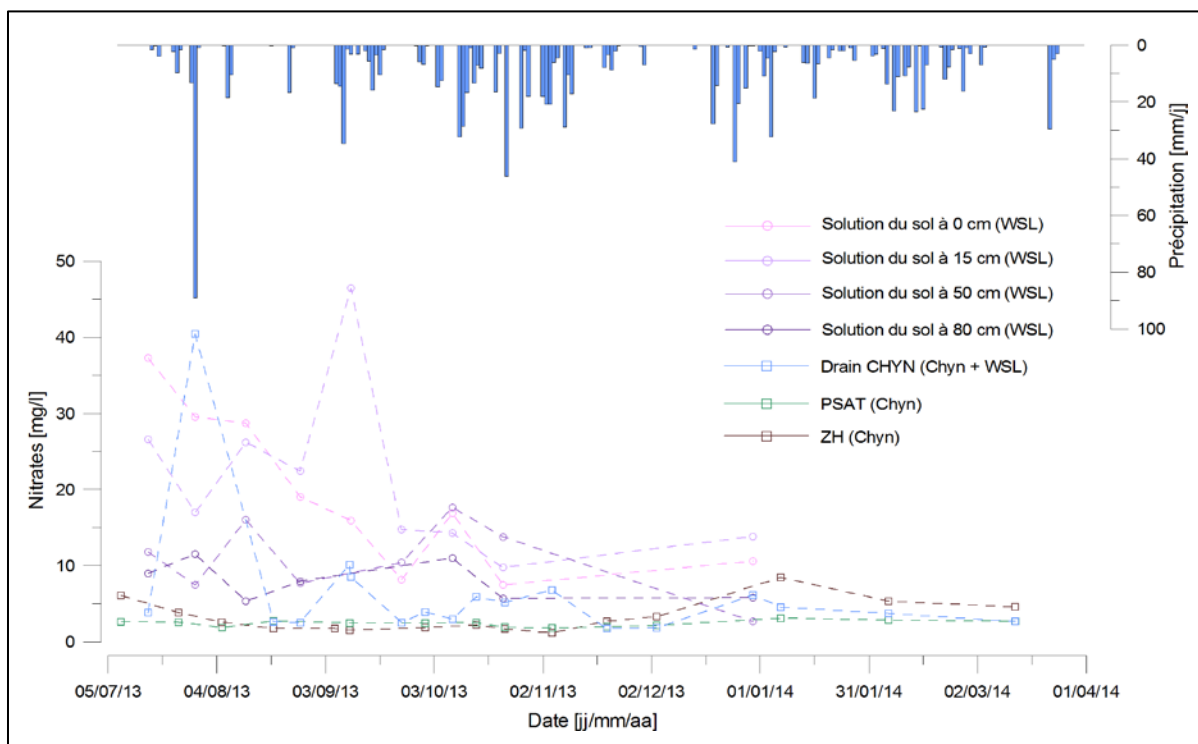


Figure 15: Evolution des concentrations en nitrates dans la solution du sol et dans les drains.

2.6.3. Essai de traçage

Les données prises en continu sur l'ensemble de la période de mesure sont d'abord présentées. Quelques focus sont réalisés afin de cibler certaines périodes-clé qui ont des dynamiques différentes en fonction des précipitations ou de l'heure de la journée. Puis, ce sont les données prises ponctuellement qui sont commentées. Finalement, le calcul des restitutions et les vitesses de transit sont détaillés.

Les données de pluviométrie sont toujours présentées avec les mesures de concentration de traceur. Toutefois, elles ne sont pas développées ici car une description détaillée a été faite précédemment au chapitre 2.6.1.

Données en continu

La résolution du fluorimètre est meilleure que celle de l'échantillonneur automatique mais, les concentrations mesurées sont plus exactes en ce qui concerne ce dernier, car l'appareil du laboratoire (*Perkin-Elmer LS50B*) est plus précis. En outre, les mesures prises par le fluorimètre ont été faussées par une accumulation de matières en suspension entre deux visites de terrain. Ces données ne servent donc qu'à l'étude de la dynamique du système. Les vitesses de transit et les restitutions sont calculées à partir des mesures du préleveur automatique.

Alors que l'éosine est réapparue à tous les points d'échantillonnage à l'exception du drain du CHYN, l'uranine n'a été détectée nulle part.

Les premières arrivées d'éosine sont observées le 21 juillet à 11 h 15 (Figure 16), soit 68 heures après l'injection. Dès lors et ce jusqu'au 12 octobre, les concentrations varient entre 0.9 et 17 ppb. A partir de mi-octobre, on observe des diminutions et des augmentations brutales des concentrations et ce jusqu'à la fin de la période de mesures. De manière générale, les concentrations augmentent du 12 octobre au 19 novembre où elles atteignent un pic à 407 ppb. Puis, elles diminuent jusqu'au 19.12.2013 où les concentrations sont de 37 ppb, pour atteindre un nouveau pic le 10 février à 10 h 45 à 360 ppb. Ensuite, les concentrations diminuent à nouveau par à-coups jusqu'à la fin de la période de mesures, le 22 juin 2014. A noter que de l'éosine continuait à arriver au point d'échantillonnage lorsque les mesures ont été interrompues.

L'observation de l'ampleur des fluctuations permet de distinguer deux dynamiques sur l'ensemble de la période de mesures. La première période (dynamique d'été) dure du 21 juillet au 12 octobre. Durant celle-ci, les concentrations d'éosine sont faibles et varient peu. La seconde période (dynamique d'hiver) va du 12 octobre à la fin des mesures. Des variations importantes des concentrations y sont observées. A noter qu'à partir du 7 mai, l'amplitude des concentrations diminue par rapport aux mesures précédentes, ce qui correspond plus ou moins au retour de l'été.

Les données de la profondeur de niveau de saturation du sol ont été fournies par le WSL. Elles ont été récoltées à raison d'une fois toutes les deux semaines, soit du 16 juillet au 18 novembre. La profondeur ici mentionnée est de -130 cm au début de la période de mesure et atteint -51 cm le 6 novembre, puis -44 cm le 18 novembre.

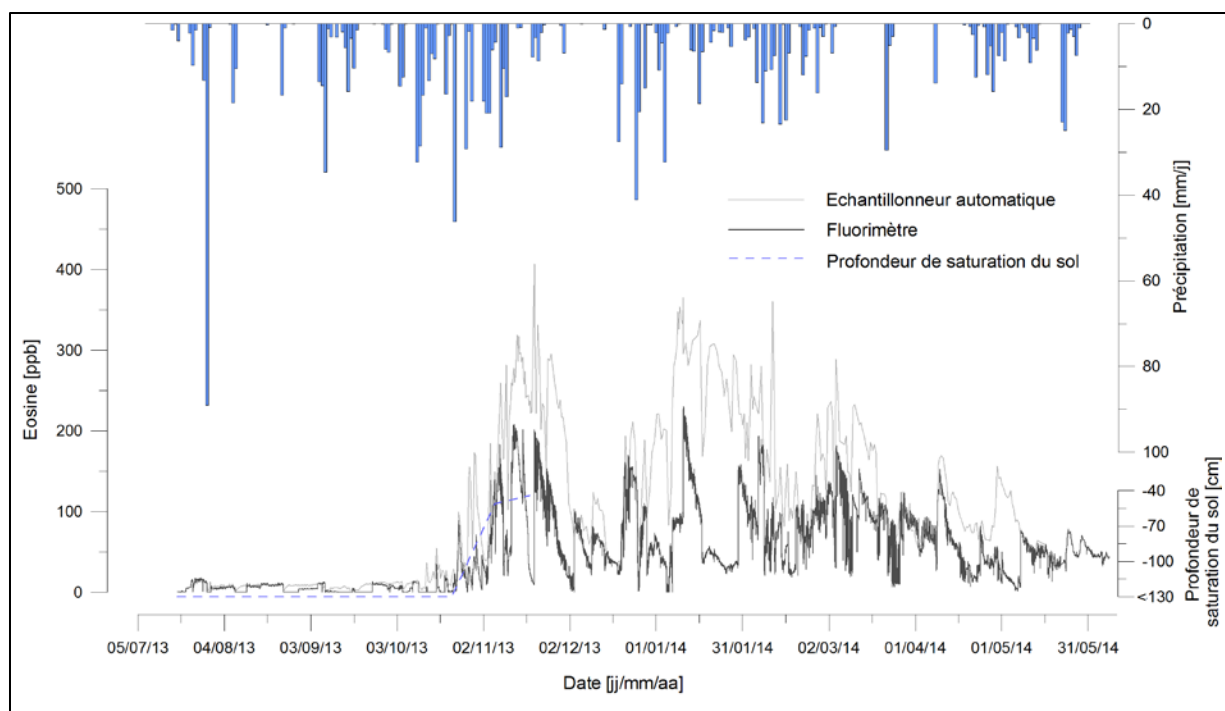


Figure 16: Courbe de restitution des traceurs au seau : mesures continues (fluorimètre et échantillonneur automatique) et profondeur de saturation du sol (données du WSL).

Pour observer les fluctuations journalières, deux zooms ont été effectués sur les données prises par le fluorimètre entre les 29 août et 5 septembre 2013 et entre les 9 et 16 juin 2014 (Figure 17). Les mesures de concentrations sont mises en relation avec les températures de l'air obtenue à la station MétéoSuisse : Pully (8100). Il n'a pas plu durant ces deux périodes de mesures, ni les quatre jours qui les ont précédées, excepté le 10 juin 2014 lorsqu'il est tombé 1.6 mm. Afin d'exclure une possible interférence entre les mesures de concentration de l'éosine et les fluctuations de la tension de la batterie qui alimente le fluorimètre, les concentrations d'éosine ont été mises en relation avec les mesures de tension de la batterie.

Durant la période d'août – septembre 2013, des diminutions des concentrations d'éosine (≈ 1 ppb) sont observées environ 20 heures après les pics de température qui se produisent vers 14 h 00. Les maximums de concentration s'observent entre 22 h 00 et 0 h 00, les minimums entre 6 h 00 et 12 h 00. Durant cette période de mesures, la tension de la batterie diminue régulièrement de 12.73 mV à 12.2 mV.

Ces oscillations journalières sont à nouveau observées à partir de juin 2014. Pour cette période, les augmentations des concentrations d'éosine sont de l'ordre de 30 à 40 ppb. Les valeurs minimums de concentration d'éosine sont observées plus ou moins en même temps que les maximums de température (entre 12 h 00 et 14 h 00). Les maximums de concentration se situent le plus souvent entre 3 h 00 et 6 h 00 du matin. La tension de la batterie diminue régulièrement tout le long de la période de 12 mV à 11.5 mV.

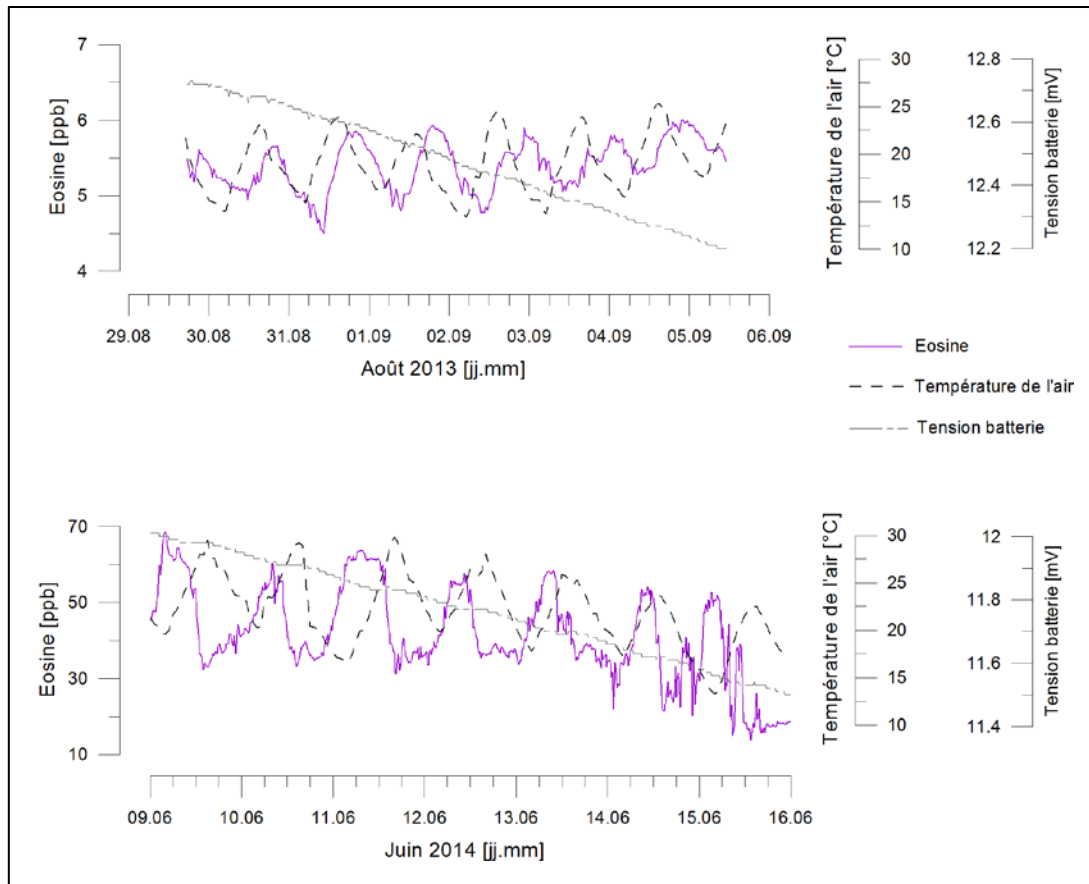


Figure 17: Variations journalières des concentrations d'éosine et de la température de l'air en période sèche, dynamique d'été. Données récoltées dans le seau avec le fluorimètre en août-septembre 2013 et juin 2014.

Afin de déterminer la dynamique du transfert du traceur durant les précipitations, deux autres zooms ont été réalisés. Le premier se situe pendant la dynamique d'été et le second durant la dynamique d'hiver (Figure 18).

L'épisode de précipitations de juillet est extrêmement important avec un total de 103.3 mm en trois jours, dont plus de 97% sont tombés en 20 heures (13.3 mm le 28 juillet, 89.1 mm le 29 et 0.9 mm le 30). Les concentrations d'éosine mesurées dans le fluorimètre durant l'épisode de juillet chutent brutalement (11.4 à 0 ppb en 2 heures) le 29 juillet à 1 h 00 après que 20.5 mm de pluie soient tombés. L'éosine ne réapparaît que le 30 juillet à 7 h 00, soit 39 heures après le début des précipitations et 30 heures après qu'elles aient disparu. Les concentrations d'éosine se stabilisent ensuite entre 3.6 et 7.7 ppb jusqu'au 1^{er} août.

L'épisode de précipitations d'octobre est de moindre importance par rapport à celui de juillet, avec un total de 46.2 mm tombés le 23 octobre de 3 h 00 à 18 h 00. Les concentrations d'éosine commencent par chuter de 17.72 à 3.77 ppb, soit neuf heures après les premières précipitations. Ensuite, une nette augmentation est enregistrée durant 22 heures pour atteindre un pic de concentration de 86.34 ppb, le 24 octobre à 10 h 00. Ensuite, les concentrations diminuent régulièrement jusqu'à 20.73 ppb, le 25 octobre. Une légère augmentation, de l'ordre de 15 ppb, est visible en fin de période.

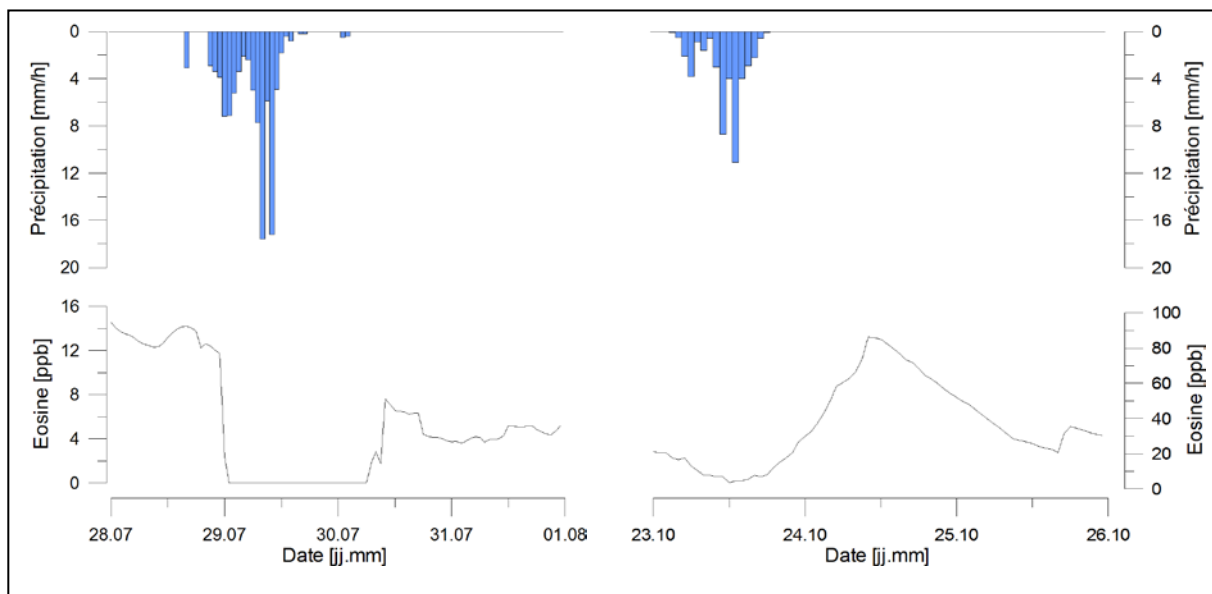


Figure 18: Variations des concentrations d'éosine après des épisodes pluvieux, en fonction des dynamiques d'été et d'hiver. Données récoltées dans le seau avec le fluorimètre.

Données ponctuelles

Les mesures prises ponctuellement aux drains ZH, PSAT et dans le talweg sont présentées sur la figure 19. Les données du drain ZH sont volontairement exposées sur une autre ordonnée afin d'empêcher un écrasement des mesures récoltées au drain PSAT et au talweg. La résolution de l'échantillonnage manuel est beaucoup moins importante que pour celle des données en continu. L'eau, récoltée aux drains, l'a été au maximum deux fois par jour et au minimum tous les vingt jours.

La première détection d'éosine a été observée un peu plus de 95 heures après l'injection (le 22 juillet à 15 h 00) au drain PSAT et dans le talweg, avec respectivement 7.5 et 9.75 ppb. Il faut attendre le 30 juillet à 07 h 15 pour que le traceur apparaisse dans le drain de la zone humide à une concentration de 7.75 ppb. Dès lors, ces concentrations se stabilisent entre 0.2 et 1.65 ppb jusqu'au 8 octobre où elles augmentent par à-coups pour atteindre un premier pic le 15 novembre avec des concentrations de 318 ppb, puis elles diminuent régulièrement jusqu'au 14 décembre allant jusqu'à des valeurs de 70.25 ppb. Elles augmentent à nouveau pour atteindre le pic principal le 10 janvier avec 372 ppb. Elles diminuent ensuite de manière non linéaire à des concentrations observées de 91 ppb.

Dans le drain PSAT, du 29 juillet au 8 octobre, les concentrations d'éosine oscillent entre 5 et 30 ppb. Puis, elles augmentent de façon assez importante jusqu'à un premier pic le 22 octobre, atteint à une concentration de 47.85 ppb, pour redescendre à 6.4 ppb le jour suivant et augmenter à nouveau jusqu'à sa valeur maximale de 49.6 ppb, le 26 octobre. Elles diminuent ensuite jusqu'à 12.8 ppb le 4 novembre, valeur qui ne sera pas dépassée jusqu'à la fin de la période lorsque 3 ppb d'éosine ont été mesurés, le 30 mai 2014.

Dans le talweg, les concentrations d'éosine suivent presque exactement la même tendance que dans le drain PSAT. Toutefois, ces dernières sont légèrement plus importantes, avec des valeurs oscillant entre 9 et 37 ppb pendant la période du 29 juillet au 8 octobre. Puis, elles dépassent largement les concentrations mesurées au drain PSAT dans la période du 14 octobre au 4 novembre, avec un pic mesuré le 22 octobre à 122.3 ppb. A partir du 4 novembre, les concentrations mesurées dans le talweg diminuent assez régulièrement jusqu'au 29 janvier, où elles se stabilisent autour de 5 ppb pour atteindre 3 ppb, le 30 mai 2014.

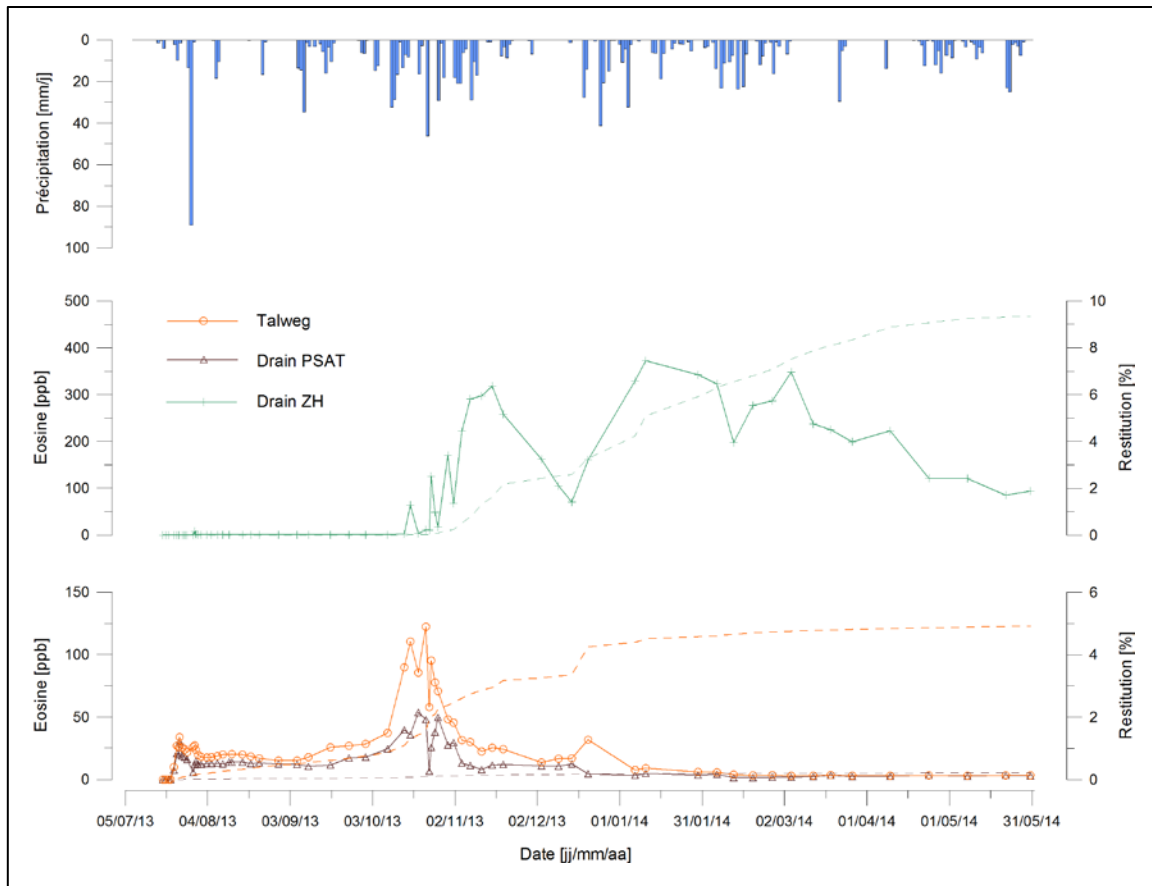


Figure 19: Courbe de restitution des traceurs dans le talweg et aux drains ZH et PSAT, mesures ponctuelles.

Calcul des restitutions et des vitesses de transit

Tableau 5 : Vitesses de transit et taux de restitution.

	Distance minimale au point d'injection (m)	Débit moyen (l/s)	Vitesse maximale (m/s)	Vitesse dominante (m/s)	Vitesse minimale (m/s)	Restitution (%)
PSAT	10	0.2976	$2.91 \cdot 10^{-5}$	$1.16 \cdot 10^{-6}$	$< 3.71 \cdot 10^{-6}$	0.2182
ZH	20	0.5034	$1.99 \cdot 10^{-5}$	$1.32 \cdot 10^{-6}$	$< 7.33 \cdot 10^{-7}$	9.3464
Talweg	10	Max 5.952 2.976 Min 1.488	$2.91 \cdot 10^{-5}$	$1.29 \cdot 10^{-6}$	$< 3.66 \cdot 10^{-7}$	Max 9.8295 4.9148 Min 2.4574
Seau	30	0.79	$8.19 \cdot 10^{-5}$	$1.87 \cdot 10^{-6}$	$< 7.55 \cdot 10^{-7}$	9.2916

D'après l'équation 3 (p. 45), la restitution totale de l'essai de multi-traçages est de 14.48 % et de 14.21 % d'après la 4. La différence entre ces deux valeurs étant de 0.27, l'erreur est de l'ordre de 1 %, ce qui est faible. A noter que la plus grosse incertitude, dans le calcul de la restitution totale, réside dans l'estimation des débits du talweg. L'erreur engendrée par cette estimation ne peut guère être calculée précisément, car les débits réels sont inconnus. Toutefois, ces derniers sont compris entre 5 et 20 fois les débits mesurés au drain PSAT (données en gris clair dans le tableau 5). La restitution totale de cet essai de traçages est donc comprise entre 19.39 et 11.74 %. Les vitesses de transit sont, quant à elles, comprises entre $8.19 \cdot 10^{-5}$ et $3.66 \cdot 10^{-7}$ m/s.

2.7. INTERPRÉTATION

2.7.1. Systèmes d'écoulements et alimentation des drains

L'observation de l'évolution des paramètres physicochimiques (Figure 12) apporte de précieux éclairages quant aux systèmes d'écoulements dans le sol de la placette des bois du Jorat. L'origine des eaux échantillonnée dans les drains peut aussi être identifiée grâce à cette analyse.

La somme des précipitations pour l'ensemble de la période est de 1327 mm, ce qui est supérieur à la moyenne annuelle donnée sur climate-data.org pour Cugy (1052 mm). Sachant que la période expérimentale s'étale sur un peu moins de onze mois qui ont été assez humides, l'épisode de précipitations du 29 juillet a été d'une intensité remarquable, avec 89.1 mm tombés en un seul jour. Deux autres périodes assez humides ont été mises en évidence : celle du 6 septembre au 10 novembre et celle du 19 décembre au 4 mars.

De manière générale, la température de l'eau évolue conjointement à celle de l'air. Toutefois l'amplitude des variations dans l'eau est de moindre importance. Ces fluctuations (entre 4 et 18 °C) indiquent qu'une part de l'eau issue des drains s'écoule à proximité de la surface car les fluctuations notées sont trop importantes pour expliquer la présence d'une eau d'origine purement souterraine. L'eau des drains est donc en partie partiellement alimentée par des écoulements à l'interface entre le sol forestier et le plaquage morainique. L'observation des variations de débits corrobore ce fait. En effet, les débits augmentent de façon importante après chaque épisode de précipitations notables. La contribution de l'eau souterraine est mise en évidence par les valeurs de conductivité électrique de l'eau, dont les maximums sont compris entre 369 et 407 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette observation est confirmée par le fait que la conductivité électrique de la solution du sol à 80 cm de profondeur n'atteint que 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette alimentation des drains par l'eau souterraine s'observe principalement en période de basses eaux. Elle induit un écoulement ininterrompu d'eau dans les drains ZH et PSAT, avec des débits minimums de 0.2 l/min environ.

De manière plus détaillée, le drain qui semble le plus influencé par l'eau du sol est le drain de la zone humide (ZH) car c'est à cet endroit que les variations de débit et de conductivité électrique sont les plus importantes. Le drain qui recoupe le talweg de la pseudo-source de l'arbre tordu (PSAT) est le drain le moins influencé par l'eau de surface, les fluctuations de débit et de conductivité étant plus faibles. Le drain du CHYN se situe, quant à lui, dans une situation intermédiaire. Sans surprise, l'eau du talweg est celle dont l'origine souterraine est la plus importante car les conductivités électriques qui y sont mesurées sont les plus élevées.

L'observation de l'évolution des paramètres physicochimiques en fonction du temps met en perspective une différence remarquable entre les saisons. A l'exception des variations observées juste après l'épisode de précipitations du 29 juillet, les paramètres mesurés sont plutôt stables jusqu'à la mi-octobre. Puis, ils varient considérablement lors des épisodes pluvieux et se stabilisent à nouveau en fin de période, à partir d'avril. Ces périodes coïncident avec les phases d'activité et de repos de la végétation. Durant leur cycle de croissance, les arbres prélèvent l'eau du sol et les drains sont principalement alimentés par l'eau de la nappe, moins sujette aux variations. En période de repos, les prélèvements des arbres diminuent et une part importante de l'eau récoltée dans les drains provient des écoulements entre le sol et la moraine. Quatre dynamiques d'écoulements sont identifiées :

- durant l'été en période de végétation, l'eau issue des drains provient principalement de la nappe souterraine qui se trouve sous la moraine, dans la molasse du Burdigalien. Mise sous pression par le plaquage morainique généralement très peu perméable, l'eau émerge dans cette

zone par le biais de lentilles sableuses plus perméables qui sont présentes localement dans cette moraine (figure 20) ;

- après un épisode de précipitations considérables pendant la période de végétation, l'eau du drain ZH réagit fortement, ce qui indique qu'une grande part d'alimentation provient de l'eau du sol. Il faut toutefois relever le caractère exceptionnel d'une telle précipitation ;
- durant la période de repos de la végétation, une part importante de l'eau des drains provient du sol en période humide. Cette part d'eau superficielle est toutefois moindre dans les drains PSAT et du CHYN par rapport à celui de la zone humide (ZH) ;
- en période de repos de la végétation, lorsque les précipitations sont moins importantes, l'eau récoltée dans les drains provient de la nappe sous-jacente même si une part de l'eau du sol contribue toujours à leur alimentation. Cette part d'alimentation des drains par l'eau du sol en période sèche n'est pas observée durant la période de croissance de la végétation. A noter que durant la période de repos, une partie du sol est saturée en eau entre -51 cm et -44 cm, contrairement à la période de croissance durant laquelle le sol n'est jamais saturé en eau.

L'eau analysée sur la parcelle du WSL des bois du Jorat a donc deux origines. Une partie provient d'écoulements dans le sol, écoulements qui interviennent à l'interface de ce dernier et de la moraine sous-jacente. L'autre partie provient de l'aquifère du Burdigalien, légèrement mis sous pression par le plaquage morainique. La part d'eau du sol est plus importante en période de repos qu'en période de croissance de la végétation et elle domine durant les épisodes de précipitation notables. Dans les moments moins humides, c'est l'alimentation de la nappe par le biais de l'eau souterraine qui prend le dessus. Ces résultats sont confirmés par les analyses chimiques qui montrent que les eaux sont moins minéralisées en hautes eaux (Figure 14). En effet, l'eau du sol est moins riche en éléments dissouts que celle de la nappe. A noter que, proportionnellement, la signature chimique des eaux reste stable d'une période à l'autre (Figure 13), ce qui montre une similitude minéralogique entre la composition du sol et de la roche encaissante. Les observations faites par le WSL et l'ETH sur les propriétés physicochimiques du sol le confirment également. Le pH, faible en surface, dépasse 7 autour des 3 mètres de profondeur, ce qui correspond à l'interface entre le sol et la roche mère. De plus, comme décrit dans l'annexe II, les sites d'échanges cationiques sont occupés à 100 % par le calcium dans l'horizon C (Walthert *et al.*, 2003). Ainsi qu'elles soient originaires du sol ou de la nappe, les eaux échantillonnées sont de type carbonatées-calciques.

2.7.2. Rétention et transfert des substances polluantes

L'analyse des résultats de l'essai de multi-traçages, couplée à celle de l'évolution des concentrations en nitrates, permet de faire de nombreuses observations sur la rétention et le transfert des substances polluantes dans le sol. Dans cette interprétation, la dynamique annuelle est d'abord discutée, puis une analyse ciblée est réalisée afin de déterminer la réaction du système après des précipitations, d'une part en période de croissance, et d'autre part en période de repos de la végétation. S'ensuit une interprétation concernant les oscillations journalières des concentrations d'éosine observées durant deux périodes de basses eaux.

Tout comme l'évolution des paramètres physico-chimiques, les résultats obtenus relatifs à l'évolution des concentrations en nitrates (Figure 15) et à l'essai de multi-traçages (Figure 16) mettent en évidence une dynamique différente d'une saison à l'autre. Toutefois, cette dynamique n'est pas la même pour les nitrates (pollution diffuse), que pour l'éosine (pollution accidentelle).

Pour une pollution accidentelle (localisée en un point) simulée indirectement par le comportement de l'uranine ou l'éosine, la rétention des substances polluantes se fait en période de végétation, alors que leur transfert se produit en période de repos. En effet, l'uranine injectée n'a jamais été restituée aux

drains. Les hypothèses qui expliquent ceci sont liées d'une part au prélèvement de l'eau des arbres dans la zone racinaire et d'autre part à la capacité de rétention des substances polluantes dans l'épisolum humifère (Figure 20). Comme l'uranine a été injectée à la surface du sol, il est tout à fait probable que l'eau la contenant ait été reprise par la végétation ou que le traceur ait été retenu dans l'humus. En effet, cet horizon pédologique, riche en matière organique et sujet à une forte activité biologique, a une capacité de rétention des substances polluantes très importante. Ainsi, il n'est pas surprenant que l'uranine n'ait jamais atteint la zone saturée du sol et n'ait donc pas été détectée aux drains. Des mesures d'uranine dans la solution du sol à l'endroit de l'injection auraient pu confirmer cette hypothèse. La non-restitution de l'uranine pourrait aussi s'expliquer par une divergence des écoulements au niveau des points d'injection. Mais comme ils étaient distants d'1.5 m l'un de l'autre, cette hypothèse est hautement improbable.

L'évolution des concentrations d'éosine restituées aux drains permet de corroborer les observations concernant les différences entre les saisons, ainsi que le fort pouvoir de rétention de la couche supérieure du sol. Du début de la période de mesures jusqu'à mi-octobre, ce traceur, injecté à 1.1 m de profondeur dans le sol, se retrouve en faibles concentrations aux drains. Dès lors, les concentrations d'éosine augmentent significativement, d'autant plus après chaque épisode de précipitations pour diminuer à nouveau en fin de période. Ces deux dynamiques correspondent aussi aux périodes de croissance (été) et de repos (hiver) de la végétation, ainsi qu'aux phases durant lesquelles le sol est en partie saturé en eau (-51 cm à -44 cm).

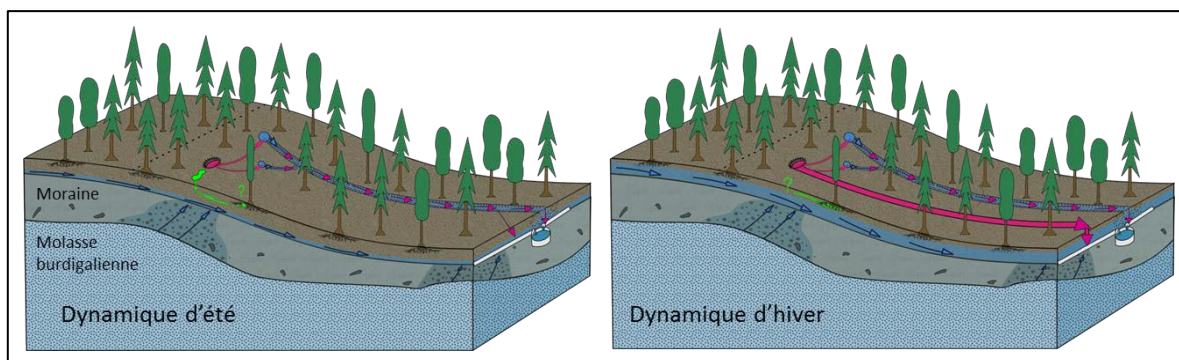


Figure 20: Dynamiques de transfert et de rétention des substances polluantes accidentelles en fonction des saisons mises en évidence par l'essai de multi-traçages aux bois du Jorat.

L'essai de multi-traçages effectué dans cette étude rend aussi possible l'identification d'une double porosité dans le sol forestier. L'apparition de traceur dans le drain de la zone humide (ZH) après les précipitations du 29 juillet (Figure 19) suppose un chemin d'écoulement préférentiel activé en cas de fortes chutes d'eau. Ce dernier est sans doute lié à la macroporosité provoquée par la présence de racines en quantité dans les 25 – 30 premiers centimètres du sol et par l'activité de la microfaune, principalement les lombrics. Après cette première apparition de traceur et ce jusqu'à la mi-octobre, les concentrations en éosine diminuent et se stabilisent au drain ZH. L'eau contenant le traceur qui ne s'est pas écoulee par les macropores après les précipitations est retenue par les micropores et arrive aux différents points d'échantillonnage de façon relativement constante.

En dehors de cet événement exceptionnel du 29 juillet, les précipitations qui ont lieu durant l'été ont tendance à diluer le traceur alors que, durant l'hiver, elles le poussent dans le système en générant un

effet piston (Figure 18). Le transfert de substances polluantes est donc considérablement plus important en période de repos qu'en période de croissance de la végétation.

Des petites oscillations journalières de la concentration d'éosine ont pu être mises en évidence par le fluorimètre durant deux périodes de basses eaux (Figure 17). La dégradation due à la lumière peut être exclue car le seau dans lequel se trouve le fluorimètre est recouvert d'une bâche. De même, l'influence de la température est rejetée car l'éosine n'est pas sensible aux variations de température. Une interférence, liée aux variations de tension de la batterie, n'est pas envisagée non plus car ce type de variations n'est pas corrélé avec les oscillations observées. L'hypothèse la plus plausible expliquant ces oscillations est le prélèvement d'eau par les arbres dans la zone racinaire (Figure 21). En effet, en basses eaux, comme c'est le cas durant les deux périodes observées, l'alimentation des drains se fait par des remontées d'eau souterraine en faveur de lentilles perméables présentes dans la moraine. Les arbres, qui transpirent beaucoup le matin et jusqu'aux heures les plus chaudes de la journée, voient le taux d'humidité de leurs tissus diminuer, raison pour laquelle ils prélèvent de l'eau dans le sol durant la nuit afin de la stocker dans leurs tissus (Cermak and Nadezhdina, 2012). Pendant ces quelques heures comprises entre 22 h 00 et 6 h 00 du matin, les quantités d'eau dans le sol sont ainsi moindres, ce qui a pour effet d'augmenter les concentrations d'éosine mesurées dans les drains. Durant la journée, au contraire, les arbres prélèvent moins d'eau et les concentrations en éosine diminuent, car elles sont diluées par un volume d'eau plus important dans le sol.

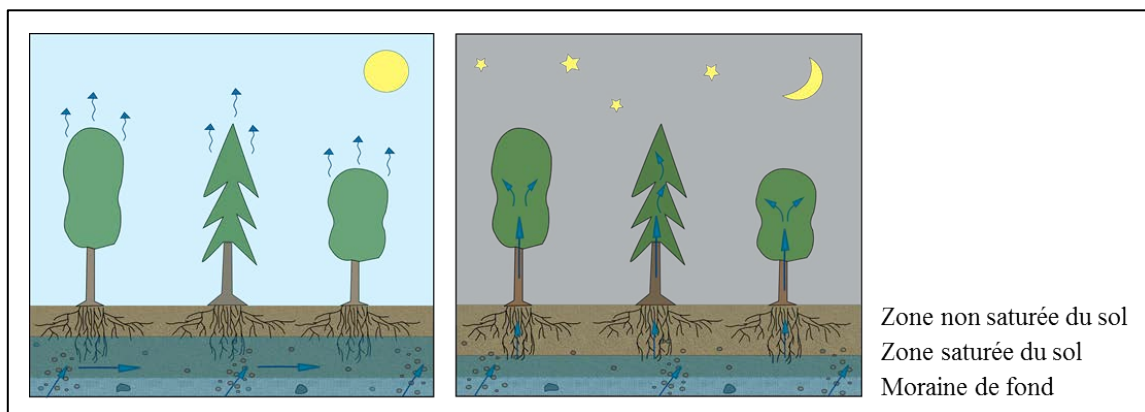


Figure 21: Dynamiques journalières des concentrations d'éosine en période de croissance de la végétation.

Les taux de restitution et les vitesses de transit calculés pour l'essai de traçage effectué (Tableau 5), sont assez faibles. Les vitesses de transit maximales sont de l'ordre de $8.19 \cdot 10^{-5}$ m/s (7 m/j) et les minimales sont inférieures à $3.5 \cdot 10^{-7}$ m/s (0.03 m/j). L'éosine continue d'apparaître à tous les drains, ce qui indique que la restitution totale, qui est d'un peu plus de 14 %, va encore augmenter. Toutefois, le fait que seuls 14 % du traceur ont été retrouvés en 11 mois signifie que la dispersion est très importante dans ce sol.

La dynamique des concentrations en nitrates (Figure 15), considérés comme pollution diffuse, est différente de celle de l'éosine qui simule une pollution ponctuelle. En effet, mesurées dans l'eau des drains et du sol, les concentrations en nitrates sont supérieures pendant la période de végétation à celles mesurées en période de repos. Ceci est certainement dû au fait que les stocks de nitrates dans le sol sont plus élevés en été, car leur production par les bactéries nitrifiantes y est plus importante. Le facteur de dilution est aussi moins important en été car l'eau des précipitations, vite reprise par la végétation, ne contribue pas à faire baisser ces concentrations. L'épisode de précipitations du 29 juillet

apporte, quant à lui, un éclairage intéressant. Le fait que les concentrations en nitrates diminuent dans les 0, 10 et 50 cm du sol et augmentent à 80 cm dans le drain du CHYN indique un transfert de cette substance des couches supérieures du sol jusqu'en profondeur.

Le transfert des substances polluantes est donc très différent selon la période de l'année et le type de pollution présent. Une pollution accidentelle, comme celle simulée par l'éosine a tendance à être transférée dans la nappe en période de repos de la végétation et à être retenue dans le sol en période de croissance, période durant laquelle le sol n'est pas saturé en eau. Au contraire, une pollution diffuse et stockée dans le sol, comme c'est le cas des nitrates, tend à présenter des concentrations plus faibles en hiver, car la quantité d'eau qui se trouve dans le système est plus importante, diluant la pollution au lieu de la pousser dans l'eau souterraine. Par contre, lorsqu'un événement pluvieux se présente en été, les nitrates sont aussi bien lessivés dans le sol en profondeur que dans la nappe, puisque c'est à cette période de l'année qu'ils sont produits en plus grande quantité dans le sol. Ces observations sur les différentes dynamiques entre pollutions diffuses et accidentelles ne sont valables que pour les substances comme les nitrates, présents en plus grande quantité dans le sol en été.

2.8. DISCUSSION

L'étude de cas dans les bois du Jorat met en lumière une dynamique d'écoulement et de transfert de substances dans le sol forestier différente entre les saisons. La période de croissance des arbres permet de retenir une part importante de l'eau et des substances qu'elle contient dans les couches supérieures du sol, alors que la période de repos favorise son transfert en profondeur. Il est donc moins dommageable qu'un accident susceptible de causer une pollution se produise durant la période de croissance plutôt qu'en période de repos, période durant laquelle une substance toxique serait très rapidement transférée dans la nappe phréatique. Toutefois, le petit pic de concentration observé au drain ZH après la pluie de juillet indique qu'en cas de forte précipitation un transfert de substance polluante peut occasionnellement se faire du sol à la nappe. A noter que ce fait ne s'applique pas pour les nitrates qui ont tendance à être présents en plus fortes concentrations dans l'eau échantillonnée en été. Les dynamiques de transfert et de rétention diffèrent donc en fonction du mode d'entrée de la pollution dans le système : localisé ou diffus. En plus d'avoir une dynamique différente, les pollutions diffuses comme les nitrates sont localisées sur l'ensemble du système. L'appréciation de la vulnérabilité des zones en surface ne les prend pas en compte car leur entrée dans l'écosystème se fait notamment par le biais des feuilles des arbres et que ce processus n'est pas directement maîtrisable. Cela explique pourquoi les méthodes ForSIG et ForDISK n'ont pu être développées que pour estimer la vulnérabilité aux pollutions accidentelles. L'objectif étant de définir les zones les plus vulnérables sur lesquelles l'exploitation de la forêt requiert le plus de précaution.

Les vitesses de transit et les restitutions calculées durant l'essai de traçage prouvent que le sol forestier agit comme un filtre au regard des eaux souterraines. En effet, le sol empêche l'arrivée de certaines substances dans l'eau souterraine, comme l'a prouvé la non-restitution de l'uranine. Si la pollution parvient tout de même jusqu'à la zone saturée sous le sol, comme cela a été le cas pour l'éosine, elle sera fortement retardée et y arrivera de manière très diffuse. A noter que les concentrations maximales observées sont relativement importantes, pouvant atteindre jusqu'à 400 ppb (= 0.4 mg/l) dans le drain ZH. Mais il faut garder à l'esprit que l'eau échantillonnée dans ce drain est issue de l'infiltration des précipitations sous une petite surface de sol, ce qui signifie que les phénomènes de dilution sont faibles. En effet, si cette eau parvenait jusque dans un aquifère non contaminé par l'éosine, cette dernière serait fortement diluée par les volumes d'eau qui s'y trouvent et arriverait en concentration beaucoup plus faible aux captages.

Ces différences entre les saisons ne peuvent guère être considérées dans l'estimation de la vulnérabilité intrinsèque des parcelles, car la vulnérabilité ne prend pas en compte les conditions climatiques mais seulement les conditions environnementales des zones étudiées. Par contre, le risque de pollution des captages est plus important en période de repos de la végétation. En effet, le risque est défini comme la multiplication de l'aléa par la vulnérabilité et l'aléa correspond à la probabilité qu'un phénomène affecte une zone donnée. Dans notre cas, l'éventualité qu'un accident se produise en période de hautes eaux pourrait être ce phénomène. Dans cette situation, la vulnérabilité estimée par les méthodes proposées ici ne peut pas être modifiée. L'aléa cependant, peut être atténué par certaines recommandations liées à la pratique de la foresterie. Par exemple, le travail sur sol mouillé ou pendant une période de hautes eaux peut être interdit ou fortement déconseillé (voir partie 3 chapitre 4.3.).

3. ETUDE DE CAS : THYEZ

L'étude de cas de Thyez ne se base pas sur une investigation de terrain approfondie, mais sur le déroulement de faits relatés par Olivier Fayard, technicien forestier à l'ONF (Office National des Forêts en France) et par Jean-Luc Mabboux, chef de projet à l'ONF. Aucune mesure scientifique n'a été prise pour appuyer les conclusions qui en découlent. Néanmoins, le cas illustre de façon évidente le rôle de la couverture forestière sur la qualité des eaux souterraines, principalement au niveau de la turbidité. C'est pourquoi ce cas est décrit dans les paragraphes suivants.

Les informations géologiques ont été obtenues auprès du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières de France) et sur le géoportail français. Les informations sur l'exploitation forestière ont été obtenues auprès de l'ONF et celles relatives à la protection des captages sont issues de la DUP (Déclaration d'Utilité Publique) de la commune de Thyez.

3.1. SITUATION GÉOGRAPHIQUE

Le village de Thyez se situe dans la vallée de l'Arve, à une douzaine de kilomètres à l'est de la ville de Bonneville en Haute-Savoie (Figure 22). Le climat y est de type tempéré humide (Cfb d'après la classification de Köppen-Geiger), avec des précipitations et des températures annuelles moyennes de 904 mm et 10 °C respectivement.

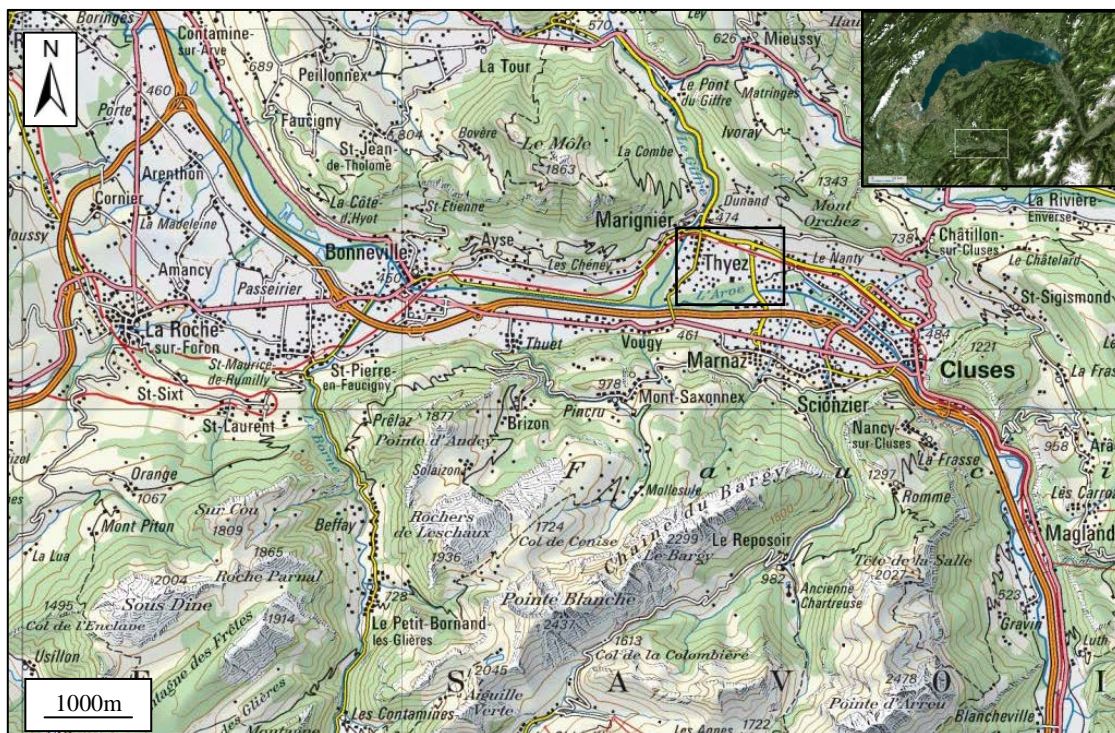


Figure 22: Situation géographique du village de Thyez. Modifié d'après *map.geo.admi.ch*.

Les captages surplombent le village au NE au lieu-dit « Les Pierres ». La pente de leur bassin d'alimentation est assez forte. Ce bassin était, avant 2005, complètement recouverte de forêt.

3.2. SITUATION GÉOLOGIQUE ET HYDROGÉOLOGIQUE

Les captages de Thyez se situent sur des calcaires du Jurassique et du Crétacé qui forment les parois rocheuses amont. La zone en aval est recouverte de moraine et de flysch, eux-mêmes partiellement recouverts d'éboulis, de colluvions et de sédiments glaciaires d'âge quaternaire (Figure 21).

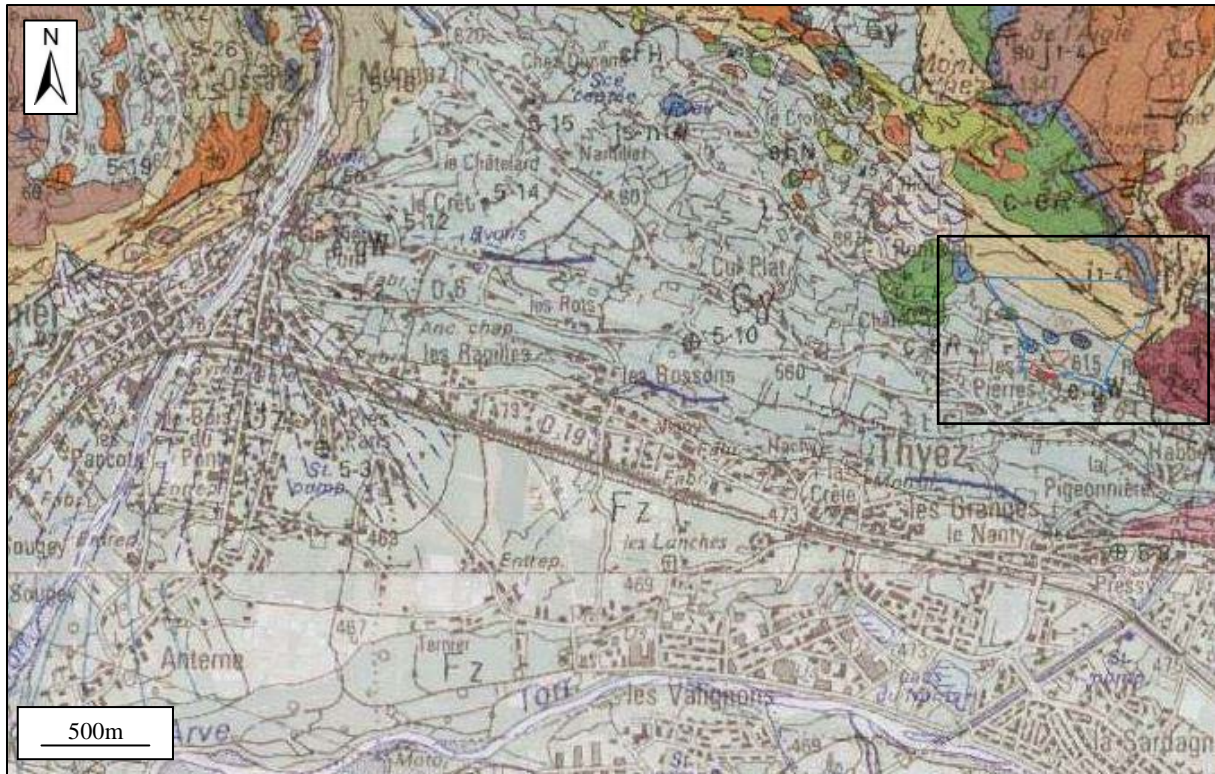


Figure 23 : Carte géologique de la région de Thyez. Modifié d'après www.geoportail.gov (BRGM).

La légende complète de la carte géologique se situe dans l'annexe VI. Le Jurassique est représenté en bleu, le Crétacé en vert, le quaternaire en jaune (I 1-4) et bleu-gris clair (Gy).

Les eaux circulent dans les lentilles perméables des sédiments quaternaires avec une contribution de petites sources karstiques, dont les résurgences sont recouvertes de sédiments tertiaires et quaternaires (molasse, flysch et éboulis de pente).

Deux captages protégés par des regards se partagent le même périmètre de protection immédiat (PPI, \pm équivalent à la zone S1) (Figure 23). Le PPI est clôturé et couvert de végétation herbacée, avec quelques arbres çà et là. Le périmètre de protection rapproché (PPR, \pm intermédiaire entre les zone S2 et S3) est séparé en deux par un petit chemin qui collecte les eaux de ruissellement d'une route nationale assez importante. Les bords de cette route ont été aménagés par une bordure de trottoirs pour éviter que les eaux de la route n'arrivent directement sur les terrains situés dans les PPR en cas de forte précipitation. Auparavant le PPR était totalement recouvert de forêt. Mais cette dernière ayant été victime d'une maladie, elle a dû être quasi totalement abattue. Actuellement, cette forêt est en cours de reboisement.

3.3. DÉROULEMENT DES FAITS

Après la sécheresse de 2003, la forêt qui recouvrait en grande partie l'aire d'alimentation des captages de Thyez a été touchée par le bostryche. Ce petit coléoptère a décimé la quasi-totalité de cette forêt composée à 100 % d'épicéas du même âge. Les forestiers ont dû abattre environ 70 % des arbres entre 2004 et 2005, laissant ainsi le sol à nu. Lors des interventions forestières, des problèmes liés à la qualité de l'eau sont survenus, principalement causés par une augmentation considérable de la turbidité dans la source. Cette pollution a contraint les exploitants des deux captages à interrompre le pompage durant plusieurs mois.

La figure 24 illustre l'évolution de la situation entre 2004 et 2008. Sur la photo de 2004, les travaux de coupe viennent de commencer, c'est pourquoi on observe un trou à une centaine de mètres en amont des captages (zone encadrée en vert clair). Sur l'image de 2008, on voit qu'une grande partie de la forêt a été coupée (zone en vert foncé avec très peu d'arbres) à l'exception des zones non atteintes (en dehors des zones vert clair et vert foncé).

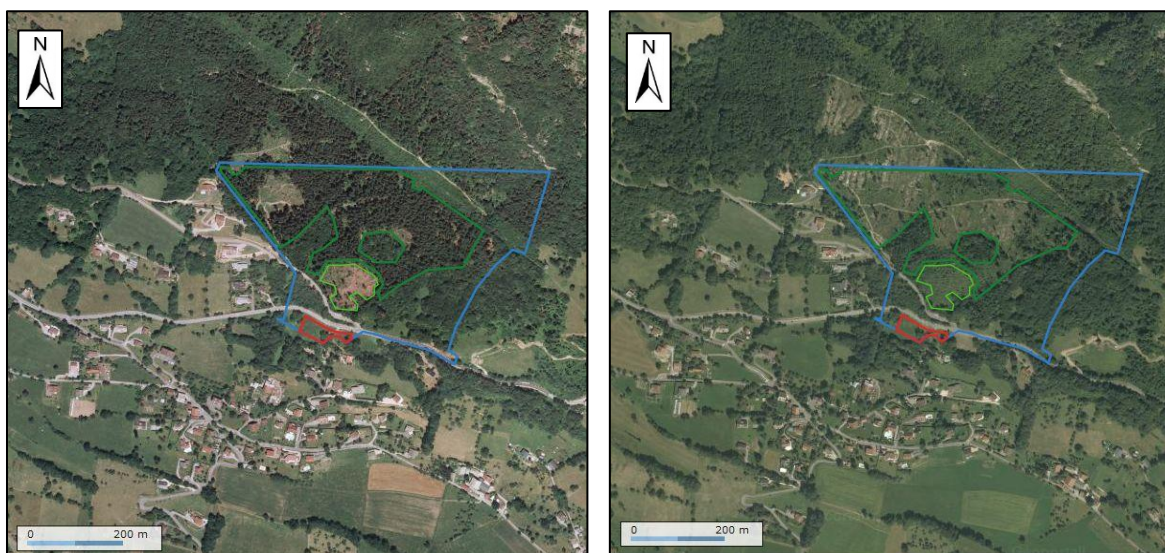


Figure 24: Délimitation des périmètres de protection des captages de Thyez (PPI en rouge et PPR en bleu) et comparaison de la couverture forestière entre 2004 (à gauche) et 2008 (à droite). En vert clair, coupe de 2004. En vert foncé, coupes de 2005. Modifié d'après www.geoportail.fr.

3.4. INTERPRÉTATION

L'augmentation de la turbidité peut être expliquée par plusieurs facteurs relatifs à la vulnérabilité intrinsèque de la zone, ainsi qu'aux opérations forestières qui y ont été menées.

Le sol de cette zone est très superficiel, assez sableux et contient beaucoup de squelette (Figure 25). Il repose sur des terrains calcaires, des éboulis de pentes ou des moraines constituées de matériaux grossiers. Dans ce type de lithologie, l'eau circule rapidement et les processus de filtration sont assez faibles. De plus, le terrain est assez pentu sur toute sa surface.



Figure 25 : Sols de la zone d'alimentation du captage de Thyez.

Après la coupe, les exploitants de cette forêt ont regroupé les rémanents pour former des tas à l'aide d'une pelle araignée qui est une machine forestière assez lourde. Le processus d'érosion des sols a commencé assez rapidement à cause de l'absence de couverture forestière. Il a été accentué par le passage de la pelle araignée et le manque de rémanents au sol, provoquant une augmentation de la turbidité à la source pendant une longue période.

Des faits similaires se sont reproduits dans la même région, dans un contexte géographique et géologique semblable. Ces faits ont été relatés dans une étude menée par Guillaume De Buren dans le cadre du projet *ALPEAU* (De Buren, 2011). Une coupe sur le PPR du captage de Ramble, situé à une douzaine de kilomètres au sud de Thonon-les-Bains, a provoqué une contamination bactérienne des eaux.

3.5. DISCUSSION

L'événement de Thyez, tout comme celui de Ramble, illustre bien l'importance de la couverture forestière et du mode d'exploitation de l'écosystème forestier pour la protection des eaux souterraines, d'autant plus lorsque le sol est peu épais et que l'aire d'alimentation des captages se situe en terrain karstique. Avant la coupe de 2004 – 2005, la source n'avait pas de problèmes de qualité de l'eau liés à la turbidité. Ils ont commencé juste après la coupe. La vulnérabilité intrinsèque du site, caractérisée par un sol peu épais et une circulation rapide de l'eau à travers la zone non saturée et dans l'aquifère, explique cette pollution. Une telle coupe aurait pu être évitée si la forêt n'avait pas été composée d'épicéas ayant tous le même âge. En effet, les forêts composées d'espèces variées et de peuplements étagés résistent beaucoup mieux aux attaques de bostryches que les monocultures équiennes, car ces insectes s'attaquent principalement aux épicéas d'âge mature (Svoboda *et al.*, 2010). De plus, ils apprécient particulièrement les arbres affaiblis (Kazda and Pichler, 1998) comme ceux présents dans cette forêt. Si celle-ci avait été constituée d'espèces mixtes avec des âges variés, elle n'aurait pas été atteinte dans son intégralité. La coupe nécessaire de ses arbres et les problèmes de turbidité qu'elle a engendrés auraient pu donc être évités.

Le cas de Thyez révèle toute l'importance de la mixité des forêts et celle de l'étagement des peuplements pour garantir une couverture forestière résistante. Des forêts mixtes et étagées empêchent non seulement leur exploitation de façon intensive mais limitent aussi les interventions agressives telles que les coupes rases. C'est pourquoi les critères « pourcentage de résineux » et « âges des arbres au sein de peuplements » ont été intégrés aux méthodes ForSIG et ForDISK. Ainsi, ces deux paramètres forestiers qui influencent la qualité des eaux souterraines, sont intégrés dans la nouvelle approche d'estimation de la vulnérabilité des aquifères dont les bassins d'alimentation se situent sous forêt.

4. CONCLUSION

Les études de cas des bois du Jorat et de Theyez illustrent clairement l'importance du sol forestier sur les mécanismes de rétention et de transfert des substances polluantes dans les eaux souterraines.

Le sol forestier agit comme retardateur de l'infiltration des substances polluantes dans la nappe, principalement en été lorsque les niveaux d'eau sont bas. Il favorise ainsi la protection des eaux souterraines en cas d'accident lors de l'exploitation des espaces boisés. Toutefois, ce rôle protecteur est affaibli en période de hautes eaux, principalement après de fortes précipitations lorsque le sol est saturé en eau. Une caractérisation poussée du sol forestier doit ainsi être réalisée, afin d'estimer la vulnérabilité des parcelles exploitées vis-à-vis des aquifères sous-jacents. C'est ce que proposent les nouvelles approches ForSIG et ForDISK développées dans la présente recherche. De même, les différentes dynamiques de rétention et de transfert des substances polluantes entre les périodes de hautes et de basses eaux doivent être considérées dans les recommandations données aux exploitants, comme par exemple leur demander de proscrire l'utilisation de machines lourdes lorsque le sol est imbibé d'eau.

Les observations faites au sujet des nitrates prouvent par ailleurs que les dynamiques des pollutions diffuses ou ponctuelles sont différentes, ce qui signifie que les méthodes de vulnérabilité ne peuvent pas être développées pour prendre en compte simultanément ces deux types de pollutions. Ceci explique pourquoi les méthodes ForSIG et ForDISK ne prennent en compte qu'un seul type de contamination des aquifères, celle provoquée par une pollution accidentelle et donc ponctuelle.

La couverture forestière en tant que telle protège aussi les aquifères des pollutions. Le cas de Theyez l'illustre bien et une réflexion doit être faite à ce sujet. Lorsque la forêt a été coupée sur le bassin d'alimentation de la source, cette dernière a été atteinte par une pollution liée à la turbidité durant plusieurs mois. En effet, bien que protectrice, la forêt de Theyez est de mauvaise qualité. Composée à 100 % d'épicéas équiens, elle est très sensible aux attaques et aux maladies, c'est pourquoi elle a dû être rasée. Les nouvelles approches ForSIG et ForDISK prennent en compte cet aspect, principalement en ce qui concerne le pourcentage de résineux et la répartition des âges des arbres dans les peuplements.

Il est évident que les observations faites sur ces deux sites ne s'appliquent pas à tous les cas. Ce qui est vrai dans un certain contexte, ne l'est pas forcément dans un autre. Ainsi, un sol sur moraine n'aura pas le même aspect protecteur qu'un sol sur calcaire. A défaut de couvrir l'ensemble des situations existantes, de telles études donnent cependant une bonne appréciation des phénomènes déterminants dans les fonctions de transfert et de rétention des substances polluantes.

Pour prendre en compte aussi bien les connaissances existantes sur les relations forêt – eaux souterraines développées dans la première partie de cette recherche que les observations faites avec les études de cas des bois du Jorat et de Theyez, quatre nouveaux critères ont été définis pour améliorer l'estimation de la vulnérabilité des aquifères sous forêt. Il s'agit de la profondeur du sol, sa perméabilité, ainsi que le pourcentage de résineux et la répartition des âges des arbres dans les peuplements. A noter que certaines des méthodes existantes, comme la méthode PaPRIKa (Doerfliger *et al.*, 2009) tiennent partiellement compte des facteurs pédologiques, comme la profondeur du sol et sa perméabilité.

TROISIÈME PARTIE

ESTIMATION ET CARTOGRAPHIE DE LA VULNÉRABILITÉ DES
EAUX SOUTERRAINES EN MILIEU FORESTIER

1. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

Un grand nombre de méthodes pour l'estimation et la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines existent (voir partie 1, chapitre 4.2.). Aucune d'entre elles n'est spécifiquement adaptée au milieu forestier, alors même qu'une grande quantité d'eau souterraine est captée dans cet écosystème. Cette partie présente deux méthodes novatrices développées dans le cadre de cette recherche. Elles prennent en compte plusieurs critères spécifiques aux forêts, afin d'améliorer l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines dans ce type d'environnement.

La méthode ForSIG se base sur une analyse spatiale effectuée à l'aide des systèmes d'information géographique (SIG). Elle permet l'élaboration de cartes de vulnérabilité sur de vastes zones boisées et s'applique tant pour l'estimation de la vulnérabilité de la source (galerie drainante, puits ou source captée) que de la ressource (aquifère). Bien qu'étant relativement facile à appliquer, elle requiert un nombre important de données qu'il est parfois nécessaire d'acquérir sur le terrain. Cette méthode permet d'identifier le degré de vulnérabilité du terrain en surface, en vue de protéger les eaux souterraines. Les objectifs visés sont :

- proposer des zones de protection en cas d'exploitation des aquifères (vulnérabilité de la source) ;
- planifier l'aménagement du territoire de façon raisonnée afin de protéger la ressource (vulnérabilité de la ressource) ;
- identifier des zones sur lesquelles des études d'impact doivent être menées en cas de réalisation d'un ouvrage pouvant altérer la qualité des eaux ou la dynamique du système (vulnérabilité de la source et de la ressource).

Pour appliquer cette méthode de façon raisonnée, une étude hydrogéologique préalable est nécessaire afin de comprendre le fonctionnement général du système.

La méthode ForDISK propose quant à elle, l'analyse d'un site directement sur le terrain. Elle permet d'estimer la vulnérabilité de la source (galerie drainante, puits ou source captée) sur une petite surface, telle qu'une parcelle forestière sur laquelle une intervention est planifiée. Des recommandations sont données en fonction du degré de vulnérabilité de la zone à exploiter afin d'orienter la gestion forestière pour protéger la source. L'application de la méthode ForDISK n'est ainsi pertinente que lorsque les zones étudiées se situent sur le bassin d'alimentation d'un captage.

Ces deux méthodes, ForDISK et ForSIG, s'appliquent sur des zones recouvertes à 75% de forêts au moins. Elles ont été développées pour les régions alpines et périalpines franco-suissees et sont applicables aux biomes terrestres « forêts à feuilles caduques et forêts mixtes des climats tempérés » (Figure 26). Une extension de leur application est aussi possible aux biomes « forêts à espèces sempervirentes en climat tempéré » et « forêts boréales, taïgas ». Bien que certaines recommandations en lien avec la sylviculture préconisent d'augmenter le nombre de feuillus par rapport au nombre de résineux présents, il est évident que ceci ne s'applique pas pour ces deux derniers biomes, où très peu de feuillus y trouvent un biotope favorable.

Cette partie présente d'abord les problèmes méthodologiques auxquels se confrontent l'estimation et la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines. Puis, les méthodes ForSIG et ForDISK sont décrites, chacune dans leur spécificité. Ensuite, une présentation de l'application de ces méthodes sur trois sites d'étude est exposée. Les sites du Montant et de l'Eperon permettent d'évaluer la pertinence et d'améliorer la méthode ForSIG, alors que le site de Saint-Laurent vise à tester la méthode ForDISK. Cette dernière a aussi fait l'objet d'une journée de rencontre et de réflexion entre hydrogéologues, forestiers et pédologues en Alsace – Lorraine. Les échanges entre experts au cours cette journée ont

permis de s'interroger sur l'utilité de la méthode ForDISK et d'y apporter de nombreuses améliorations. Le compte-rendu de cette rencontre est présenté dans l'annexe VII.

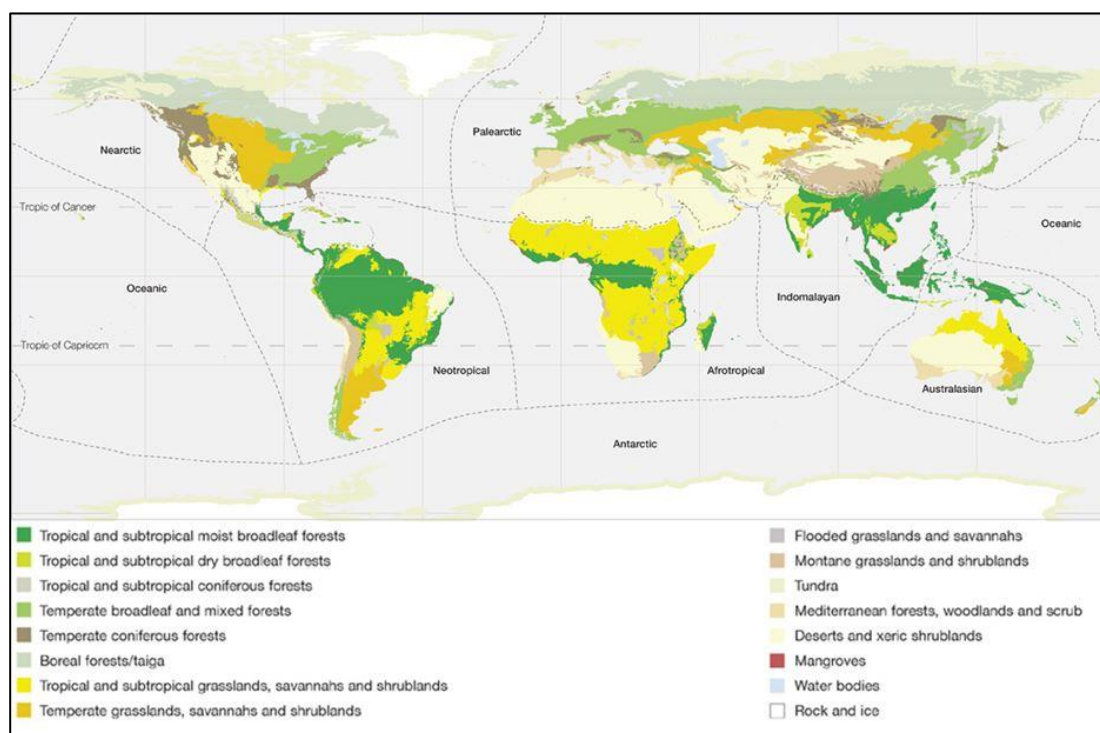


Figure 26: Biomes terrestres. *Living Planet Report 2008* (WWF, 2008).

2. PROBLÈMES MÉTHODOLOGIQUES

L'étude de la vulnérabilité des eaux souterraines est sujette à plusieurs problèmes méthodologiques. Ils sont liés entre autres au caractère instable de la couverture forestière, à différentes définitions de la vulnérabilité, au type de pollution que l'on cherche à éviter, au rôle ambivalent de certains critères de sensibilité utilisés, à l'hétérogénéité de ces critères, à leur mode de pondération et à l'échelle de la zone d'étude.

2.1. CARACTÈRE TEMPORAIRE DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE

Les paramètres utilisés pour estimer la vulnérabilité des eaux souterraines (type d'aquifère, épaisseur de la zone non saturée, ...) doivent être stables dans le temps, ce qui n'est pas le cas de la couverture forestière. Avec l'intervention humaine ou la présence d'événements naturels, comme une tempête, un incendie ou des chutes de neige importantes, la couverture forestière peut varier rapidement dans le temps. Ces variations induisent une modification de l'ensemble de l'écosystème, du sol à la canopée. En termes de vulnérabilité des aquifères, ces changements ont une grande importance. Le fait de retirer la couverture forestière peut provoquer des pollutions durables, comme une augmentation de la turbidité et des bactéries qu'elle contient ou un accroissement des concentrations en nitrates. Une couverture forestière diversifiées et étagées permet de minimiser les risques en évitant des interventions sylvicoles trop agressives. En effet, les monocultures induisent une exploitation de type coupe à blanc alors que les forêts étagées s'exploitent plutôt de façon jardinée.

Une estimation de la vulnérabilité est ainsi à réévaluer après chaque changement drastique de la couverture forestière. En Suisse, les coupes rases sont interdites (LFo, 1991) et elles sont soumises à conditions dans la majorité des pays européens. La loi suisse ne donne pas de surface de coupe dans sa définition des coupes rases. Toutefois, la Société Forestière Suisse et son groupe de travail « coupe rase » ont défini une telle opération comme étant : « *l'exploitation de la totalité des arbres de plus de 8 cm de diamètre dans un peuplement sur une surface d'un seul tenant d'au moins 0,5 ha, si le rajeunissement préétabli représente moins de 30 % de la surface de coupe. Le rajeunissement préétabli est estimé après la coupe et ne comprend que des plants viables* » (waldwissen.net).

2.2. VULNÉRABILITÉ INTRINSÈQUE VERSUS VULNÉRABILITÉ SPÉCIFIQUE

D'après la définition du COST-620 (Zwahlen, 2003), la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines prend en considération les caractéristiques géologiques, hydrologiques et hydrogéologiques d'une zone, mais elle est indépendante de la nature du contaminant et de son scénario d'entrée dans le système. La vulnérabilité spécifique des eaux souterraines prend, quant à elle, en compte les propriétés spécifiques d'un contaminant ou d'un groupe de contaminant, en plus de la vulnérabilité intrinsèque du site. Elle permet d'accorder plus d'importance à certains critères en fonction de leur aptitude à atténuer ce polluant.

Les méthodes ForSIG et ForDISK ne permettent pas une telle adaptation. Elles ont été élaborées pour l'appréciation de la vulnérabilité des eaux souterraines en forêt, quel que soit le type de polluant. Leur objectif est de ne produire qu'une seule estimation/carte de vulnérabilité pour un site déterminé. C'est pourquoi ces méthodes envisagent les scénarios les plus défavorables selon lesquels tout polluant peut affecter la source ou la ressource. Elles ont donc été conçues de manière à ce qu'elles soient appliquées indépendamment de la nature du contaminant. De plus, il existe un important déficit de connaissances énorme à propos des mélanges de substances dans l'eau (Chèvre *et al.*, 2008) et du comportement des métabolites dans l'environnement (Dousse, 2011; Reemtsma *et al.*, 2013). Ces nouvelles molécules, issues de la dégradation de certaines substances polluantes, sont susceptibles d'affecter les eaux souterraines par des processus jusqu'ici inconnus. C'est pourquoi l'étude de la vulnérabilité spécifique des eaux souterraines devient de plus en plus obsolète (Keesstra *et al.*, 2012).

2.3. VULNÉRABILITÉ DE LA SOURCE VERSUS VULNÉRABILITÉ DE LA RESSOURCE

Il existe deux approches pour décrire la vulnérabilité des eaux souterraines : l'une considère l'ensemble de la ressource, c'est-à-dire l'aquifère dans sa globalité et l'autre ne considère que la source. Généralement, l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines est utile pour établir les zones de protection des captages d'eau potable, c'est-à-dire la vulnérabilité de la source. Néanmoins, l'eau souterraine est considérée par les autorités publiques comme une ressource naturelle de la plus haute importance et les états tendent à édicter des lois pour la protéger. De plus, il est impossible de protéger une source sans protéger l'aquifère qui l'alimente et c'est pourquoi source et ressource doivent être considérés comme des entités étroitement liées.

Bien que la méthode ForSIG ait été créée dans le but de protéger l'ensemble de la ressource en eau souterraine d'une zone étudiée, une adaptation simple de cette dernière permet de cibler et d'étudier une source en particulier. Dans ce cas, le critère de sensibilité « temps de transit de l'eau jusqu'à la source » est ajouté à l'estimation de la vulnérabilité. Quant à la méthode ForDISK, elle ne vise que la protection d'une source en particulier.

2.4. POLLUTIONS DIFFUSES VERSUS POLLUTIONS PONCTUELLES

En fonction de leur mode d'entrée dans le système, les pollutions susceptibles d'affecter la qualité des eaux en forêt peuvent être diffuses ou ponctuelles (voir partie 1, chapitre 4.1.2.). Les pollutions diffuses se répartissent sur l'ensemble de la forêt, alors que les pollutions ponctuelles n'en affectent qu'une zone restreinte.

Les pollutions atmosphériques, considérées comme diffuses, résultent de l'interception par la canopée de certaines substances présentes dans l'atmosphère. Certaines de ces substances peuvent compromettre la qualité des eaux en forêt. Il s'agit entre autres des nitrates, de l'ammonium, des sulfates, des chlorures et des métaux lourds (Draaijers *et al.*, 1997; Balestrini and Tagliaferri, 2001; Walthert *et al.*, 2013; Rieder *et al.*, 2014). Par le biais de l'activité industrielle et des transports, les concentrations de ces substances sont en constante augmentation dans l'atmosphère. L'établissement de cartes de vulnérabilité des eaux souterraines n'ont malheureusement pas d'impact sur les concentrations de ces substances dans l'atmosphère. Mais l'élaboration de ces cartes permet d'éviter une contamination des aquifères grâce à une adaptation appropriée de l'usage des parcelles sus-jacentes en fonction de leur degré de vulnérabilité.

Les pollutions ponctuelles sont générées par des actions ou des accidents liés à l'exploitation forestière et à la fréquentation des forêts. Il s'agit par exemple de pollutions chimiques occasionnées par le traitement des grumes par des produits phytosanitaires (Dousse, 2011), de pollutions dues au déversement d'hydrocarbures suite au renversement d'un véhicule (voir partie 3 chapitre 3.3.), voire occasionnées par la mauvaise étanchéité des cuves de stockage. Des pollutions ponctuelles, telles qu'une augmentation subite de la turbidité, peuvent aussi résulter du passage de machines lourdes sur des sols fragiles.

Comme l'étude de cas des bois du Jorat le montre, la dynamique de rétention et de transfert des substances polluantes varie en fonction de leur mode d'entrée dans le système : diffus ou localisé. L'objectif de l'approche proposée ici est d'identifier la vulnérabilité des parcelles pour en orienter l'exploitation forestière de manière à protéger l'eau qui s'y infiltre. A l'exception des pollutions liées aux coupes rases, les pollutions engendrées par l'exploitation forestière sont le plus souvent accidentelles que diffuses. C'est pourquoi les méthodes ForSIG et ForDISK s'appliquent dans l'objectif d'éviter toutes formes de pollutions accidentelles et non pas celles de nature diffuse. Cependant, quel que soit le degré de vulnérabilité des zones affectées par des coupes rases, les risques de pollution des aquifères par ce genre d'opération existent toujours et ne peuvent être écartés totalement. Les coupes rases sont donc à éviter, peu importe le degré de vulnérabilité des zones étudiées.

2.5. SOL : PROTECTION VERSUS SOURCE DE POLLUTION

Le sol forestier a un rôle ambivalent sur le transfert des contaminants dans les eaux souterraines. Il agit généralement comme filtre mais si sa capacité de rétention et de dégradation est dépassée, il peut se transformer en source de pollution. Les substances en excès dans le sol transitent alors jusque dans la nappe par des processus de lessivage ou de lixiviation accroissant les risques de contamination.

Malgré cette ambiguïté, le rôle de filtre du sol forestier est mis en avant dans les méthodes ForDISK et ForSIG. Sans lui, les substances polluantes transitent directement de la surface à l'aquifère, c'est pourquoi ce paramètre est considéré comme ayant une fonction protectrice vis-à-vis des eaux

souterraines. Son aspect « source de pollution » n'est pas considéré dans les méthodes ForSIG et ForDISK.

2.6. SOL IMPERMÉABLE : TRANSFERT VERTICAL VERSUS TRANSFERT LATÉRAL

La perméabilité des sols a elle aussi, un rôle ambigu sur la protection des eaux souterraines. Un sol très peu perméable protège les eaux souterraines car la capacité de transfert vertical des substances polluantes y est fortement limitée, voire exclue. Mais en cas de fortes précipitations, ce type de sol engendre du ruissellement qui peut provoquer le transfert latéral de ces substances en les concentrant dans un endroit, et représenter une source de contamination importante des aquifères par les zones périphériques. Ce risque est accentué si ces zones abritent des points d'infiltration préférentiels. A contrario, un sol perméable (sableux, pores connectés entre eux...) induit généralement un transfert vertical des substances polluantes. Il en résulte une probabilité accrue de contamination des aquifères situés directement en-dessous, mais leur pollution par des zones périphériques peut être exclue (Figure 27).

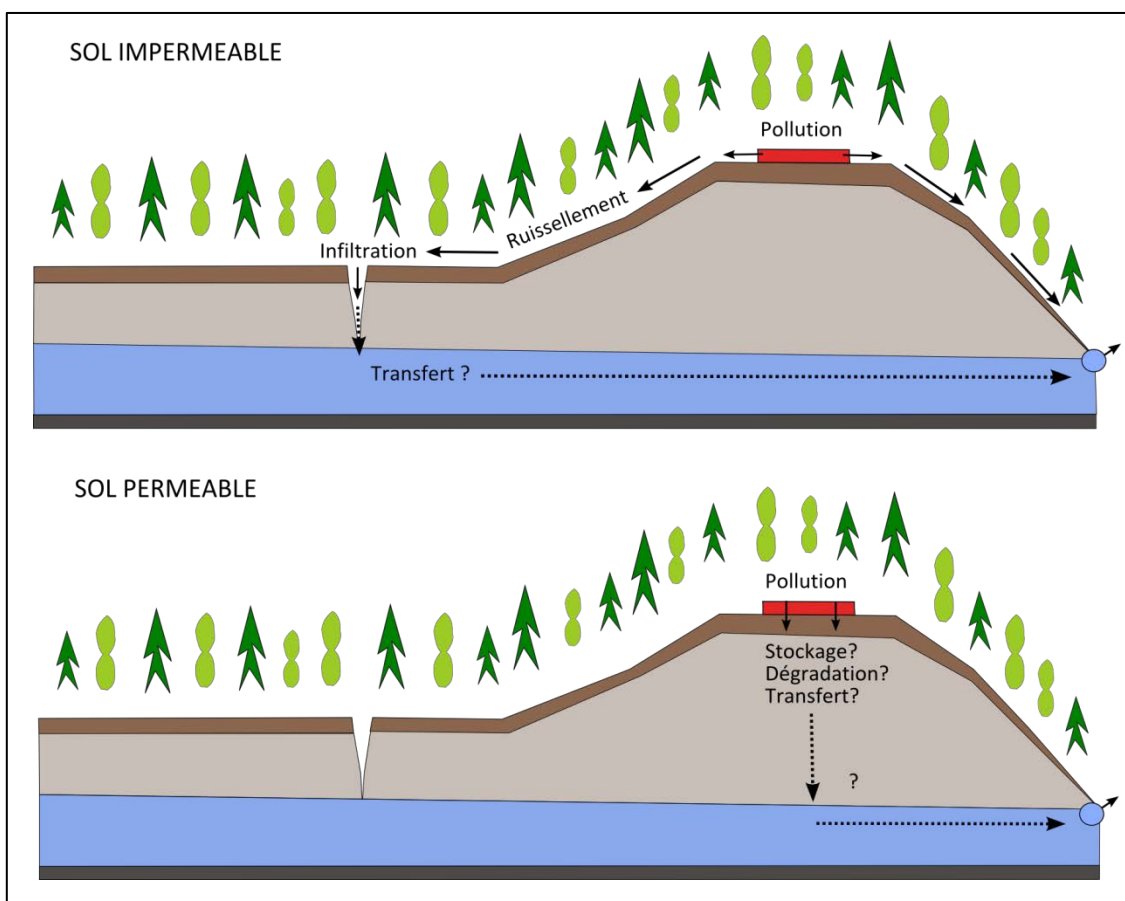


Figure 27: Mode de transfert des substances polluantes en fonction de la perméabilité du sol.

Les méthodes ForSIG et ForDISK proposent de considérer les sols perméables comme sensibles aux pollutions et les sols imperméables comme peu sensibles. Les zones d'infiltration préférentielles sont évaluées dans un critère de sensibilité à part entière. Cela permet la prise en compte de la vulnérabilité de ces zones en cas de transfert latéral des substances polluantes sur un sol perméable.

2.7. HÉTÉROGÉNÉITÉ VERSUS HOMOGÉNÉITÉ DES CRITÈRES

Les différents paramètres pris en compte dans les méthodes ForSIG et ForDISK présentent une certaine variabilité spatiale et temporelle. La précision des cartes de vulnérabilité résultantes dépend entre autres de cette variabilité.

La variabilité spatiale la plus importante concerne les critères relatifs au sol. L'hétérogénéité des sols dépend de nombreux facteurs, les principaux étant le substrat géologique, la pente et le type de forêt. Le type de sol, sa profondeur et sa perméabilité peuvent varier à l'échelle du décimètre. Il est impossible de représenter ces variations sur des cartes de vulnérabilité établies à des échelles comprises entre 1 : 10'000 et le 1 : 100'000. Il est donc nécessaire d'évaluer les paramètres du sol de manière plus générale et moins détaillée que dans la réalité. Il en est de même pour les autres critères de sensibilité permettant l'établissement de ce type de cartes.

Pour l'application des méthodes ForSIG et ForDISK, il est conseillé de regrouper des sols ayant des caractéristiques différentes dans une même unité, les propriétés les moins favorables étant alors retenues pour l'attribution du degré de sensibilité de ce paramètre. Par exemple, une zone karstique présentant une très forte hétérogénéité pédologique avec des sols très superficiels côtoyant des sols profonds, est considérée comme une zone ayant un sol très superficiel avec une sensibilité élevée aux pollutions. Une même simplification peut être faite pour chaque critère de sensibilité. Bien que subjective, cette étape est nécessaire à l'application de la méthode. Des études plus détaillées des caractéristiques du sol peuvent être menées selon les moyens et le temps à disposition.

2.8. ECHELLE DE LA ZONE D'ÉTUDE

L'échelle de la zone d'étude définit le degré de précision des cartes établies. Plus la zone est grande, moins elle peut être étudiée dans le détail. Cela ne pose pas réellement de problèmes pour des zones ayant des caractéristiques environnementales homogènes. Mais les conséquences d'un ajustement inapproprié de l'échelle peuvent être graves sur des zones fortement hétérogènes.

Les terrains molassiques, par exemple, ont tendance à posséder des caractéristiques environnementales assez homogènes. Ils ont sur des pentes plutôt douces sur lesquelles un sol assez profond s'est développé. Il est rare que, dans de telles conditions, une mauvaise adaptation de l'échelle conduise à une estimation erronée de la vulnérabilité des zones en surface. En revanche, les terrains karstiques présentent souvent des caractéristiques très hétérogènes. De grandes zones dépourvues d'épikarst et abritant des sols très profonds peuvent en côtoyer d'autres sur lesquels existent des zones d'infiltration préférentielle. Si de telles zones ne sont pas identifiables à cause d'une mauvaise adaptation de l'échelle, cela peut engendrer une pollution inattendue. Il est donc primordial d'identifier ces zones, quelle que soit l'échelle envisagée. Pour se faire, il est nécessaire de regrouper plusieurs petites zones présentant les mêmes caractéristiques pour en former une seule grande, afin qu'elle soit identifiable sur les cartes de vulnérabilité. Dans ce cas, la zone présentant les caractéristiques les plus vulnérables détermine le degré de sensibilité de toute la zone regroupée. Le problème se pose principalement pour la méthode ForSIG, qui génère des cartes sur de grands territoires. La méthode ForDISK n'est pas sujette à une telle problématique, car la surface étudiée ne dépasse pas celle de la zone d'intervention forestière.

3. MÉTHODE « FORSIG » POUR LA CARTOGRAPHIE DES AQUIFÈRES EN MILIEUX FORESTIERS

Cette partie décrit la méthode ForSIG, qui a été élaborée dans le cadre de cette recherche pour améliorer la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines originaires de bassins d'alimentation sous forêt. La manière dont ont été choisis les critères de sensibilité pour l'estimation de la vulnérabilité d'un site est premièrement discutée. Puis, ces critères sont détaillés les uns après les autres. Des informations sont données sur l'acquisition des données relatives à ces critères. Elle peut se faire par voie informatique, administrative ou directement sur le terrain. Finalement, deux études de cas sont présentées. Elles illustrent la manière dont doit être appliquée la méthode ForSIG en exposant ses avantages par rapport aux méthodes existantes, ainsi que ses limites.

3.1. CHOIX DES CRITÈRES DE SENSIBILITÉ

Lorsqu'une pollution se produit à un endroit donné, il n'est pas certain qu'elle contamine les eaux souterraines. En effet, la substance polluante peut être suffisamment dégradée ou retardée au cours de son trajet de la surface à l'aquifère pour qu'elle ne le contamine pas. Les mécanismes d'atténuation des pollutions sont nombreux, les principaux étant la dilution, la filtration mécanique, la dispersion, la volatilisation, l'échange ionique, la dégradation par le biais de réactions chimiques et biologiques et la décomposition radioactive (Fetter, 2001). Ces mécanismes découlent des propriétés physiques et chimiques des terrains traversés, propriétés qui conditionnent les fonctions d'infiltration et de transfert des substances polluantes d'une part, et leur aptitude à les dégrader d'autre part (Figure 28). A noter que la dilution n'apparaît pas sur cette figure, car elle ne dépend pas des propriétés physiques ou chimiques des terrains traversés, mais bien des propriétés de l'aquifère et de sa géométrie.

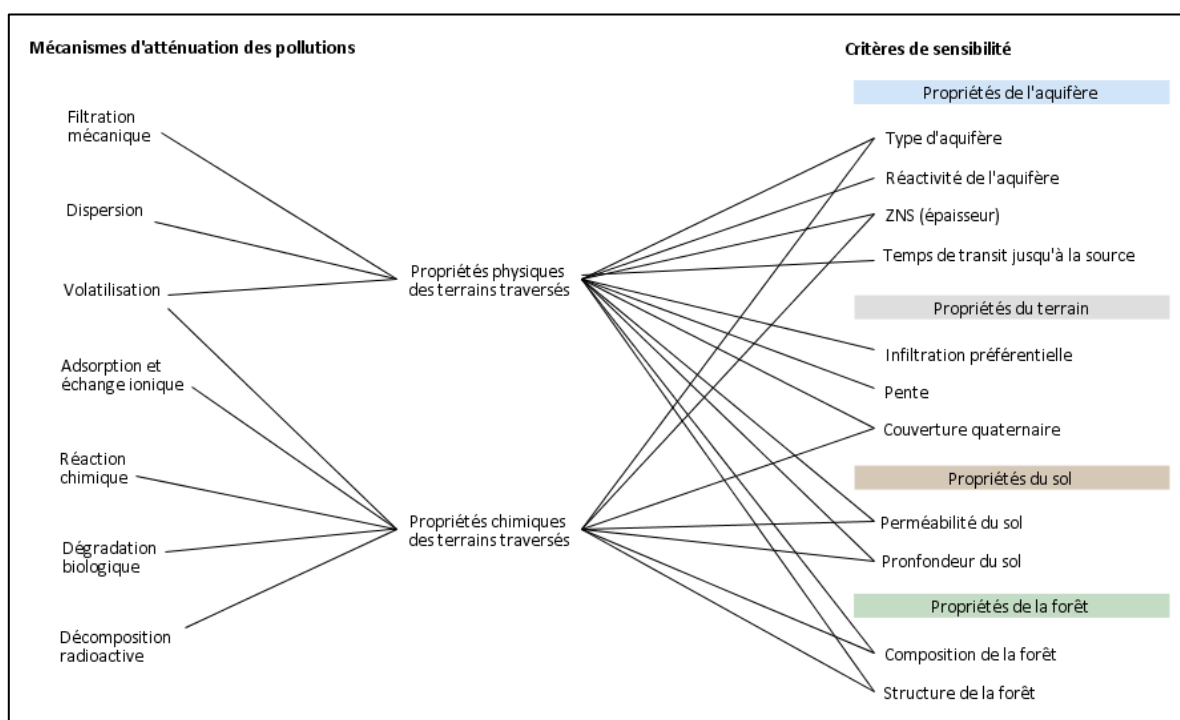


Figure 28: Liens entre les mécanismes d'atténuation des pollutions et les critères de sensibilité utilisés pour l'estimation du Facteur de Vulnérabilité FV de la méthode ForSIG.

En raison de leur nombre et de leur complexité, il est impossible de prendre en compte l'ensemble des propriétés chimiques et physiques des terrains traversés. Toutefois, plus le temps de résidence des substances polluantes y est long, plus les réactions chimiques impliquées dans leur dégradation sont actives. C'est pourquoi la méthode ForSIG propose souvent d'évaluer l'épaisseur et la perméabilité des terrains traversés, en vue d'estimer le temps de résidence de l'eau dans ces systèmes.

Il est très difficile de justifier de façon scientifique le choix de chaque critère de sensibilité utilisé dans la méthode ForSIG tout comme il est difficile de justifier le choix des critères utilisés dans n'importe quelle méthode de vulnérabilité existante. Les critères considérés varient d'une méthode à l'autre et leur sélection ainsi que leur classification sont toujours réalisées de manière plus ou moins subjective. Ce choix fait appel non seulement aux connaissances scientifiques et à l'expérience de l'auteur de la méthode, mais aussi aux conditions environnementales des régions pour lesquelles elles ont été développées. Ces critères doivent être stables dans le temps et facilement mesurables sur le terrain.

La sélection et la classification des critères de sensibilité de la méthode ForSIG ont été réalisées de manière empirique. Elles se basent sur la littérature relatant l'application des méthodes existantes d'une part, et sur les fonctions de transfert et de rétention des substances polluantes d'autre part.

Afin de sélectionner les différents critères de sensibilité pour concevoir la méthodes ForSIG, plusieurs études de cas réalisées à l'aide des méthodes existantes ont été analysées (Burkart *et al.*, 1999; Al-Adamat *et al.*, 2003; Edmonds, 2008; Mimi and Assi, 2009; Huan *et al.*, 2012; van Beynen *et al.*, 2012; Güler *et al.*, 2013; Huneau *et al.*, 2013; Pavlis and Cummins, 2014). Cette analyse a permis d'identifier les points positifs et négatifs de chaque méthode (voir aussi partie 1 chapitre 4.2.). Ainsi, les critères les plus pertinents ont été retenus et ceux qui étaient inadéquats ont été laissés de côté, ou adaptés en fonction des conclusions des études analysées. Il faut toutefois relever le caractère arbitraire de ces adaptations, car ces études ont le plus souvent été réalisées dans des contextes géographiques, géologiques et climatiques différents de celui pour lequel la méthode ForSIG a été conçue.

Une analyse de la littérature existante sur les fonctions de rétention et de transfert des substances polluantes a aussi permis de sélectionner les principaux critères de sensibilité et de les classer. Toutefois, les conclusions varient d'une étude à l'autre en fonction du type de polluant étudié. Par exemple, la perméabilité d'un sol n'a pas le même impact sur la vulnérabilité d'une zone selon le type de polluant ciblé (turbidité ou hydrocarbures par exemple). Ce qui est observé pour un type de polluant ne l'est pas forcément pour un autre. Comme la présente recherche vise à évaluer la vulnérabilité des aquifères à tout type de pollution accidentelle liée à l'exploitation forestière et à la fréquentation des forêts, il n'est pas toujours facile de motiver précisément le choix et la mise en classe des critères. Le plus souvent, la mise en classe se base sur une simple hiérarchisation des critères en fonction de leur aptitude à dégrader, retarder ou diffuser l'arrivée des polluants dans le système. A noter que la disponibilité de certaines données auprès des administrations publiques ou des bureaux privés a également conditionné la mise en classe de certains critères.

Les fonctions d'infiltration et de transfert des substances polluantes dépendent aussi des conditions météorologiques et climatiques du site d'étude. Les facteurs climatiques et météorologiques sont variables et ne peuvent pas être intégrés à une telle méthodologie ce qui a pour conséquence que son domaine d'application se limite aux biomes terrestres « forêts à feuilles caduques et forêts mixtes des climats tempérés ». Cependant, certaines recommandations d'exploitation forestière sont quand même données en fonction des saisons. Pour limiter l'infiltration d'éventuelles pollutions dans la nappe par exemple, il est par exemple conseillé de travailler durant la période de croissance de la végétation plutôt que durant la période de repos, et sur sol sec ou gelé plutôt que sur sol mouillé. Ces recommandations s'appliquent principalement sur les zones les plus vulnérables.

3.2. DESCRIPTION DES CRITÈRES DE SENSIBILITÉ

Les critères de sensibilité sont regroupés ensemble en fonction des propriétés de l'aquifère, du terrain, du sol et de la forêt. Pour chacun des critères, une mise en classe est proposée, et à chaque classe correspond un degré de sensibilité, auquel est associée une valeur. De l'addition de ces valeurs en un point donné résulte un Facteur de Vulnérabilité FV qui conduit à la délimitation de zones plus vulnérables que d'autres. Ce facteur de vulnérabilité FV peut être relevé ou atténué par un facteur de dilution D en fonction des propriétés physiques et hydrodynamiques de l'aquifère.

3.2.1. Critères relatifs aux propriétés de l'aquifère

Type d'aquifère

Certains mécanismes d'atténuation des substances polluantes comme la filtration mécanique, l'adsorption, la dilution, ou la volatilisation peuvent se produire lors du parcours de l'eau au sein même de l'aquifère (Fetter, 2001). Ces mécanismes n'interviennent pas de façon identique dans un aquifère karstique, poreux ou fissuré. En outre, la dynamique et les vitesses d'écoulements varient considérablement d'un aquifère à l'autre.

L'aquifère karstique est le plus sensible aux pollutions (Doerfliger and Zwahlen, 1998; Gogu and Dassargues, 2000; Zwahlen, 2003; Ravbar, 2007). Dans ces systèmes, l'eau circule rapidement dans des conduits qui peuvent atteindre des tailles décimétriques à métriques (Jeannin, 1998). Les temps de résidence de l'eau y sont donc courts et les mécanismes d'atténuation des pollutions ont peu de temps pour être significativement actifs. Pour l'appréciation de sa sensibilité aux pollutions, l'aquifère karstique est subdivisé en deux groupes d'après l'importance du développement du réseau karstique. Un aquifère caractérisé par un réseau karstique bien développé, dans lequel l'eau circule à travers des conduits de grosse taille, est considéré comme étant le plus sensible aux pollutions. Un aquifère caractérisé par un réseau karstique peu développé, dans lequel l'eau s'écoule dans des fractures et fissures de petite taille, est considéré comme moins sensible que le premier. A cause du fonctionnement particulier des aquifères karstique, la méthode ForSIG propose une mise en classe et des valeurs spécifique à ce type d'aquifère pour plusieurs des critères de sensibilité pris en compte.

L'aquifère à porosité d'interstice ou aquifère poreux, a généralement une bonne capacité de dégradation des substances polluantes. L'eau y circule lentement à travers les pores de la roche, favorisant les phénomènes d'adsorption et de dégradation de ces substances.

L'aquifère fissuré représente un cas intermédiaire. Il peut être plutôt homogène avec des fissures de taille régulière et peu développées ou hétérogène avec des fissures de taille variable et irrégulièrement distribuées. C'est pourquoi, tout comme dans le guide pratique pour la délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré (Pochon and Zwahlen, 2003), l'aquifère fissuré est aussi subdivisé en deux groupes dans la méthode ForSIG. Le premier groupe plus sensible aux pollutions inclut les aquifères fissurés hétérogènes. Le second groupe englobe les aquifères fissurés homogènes. Comme pour tous les critères de sensibilité de la méthode ForSIG, la mise en classe du critère de sensibilité « type d'aquifère » (Tableau 6) a été établie de façon hiérarchique en fonction de sa capacité à retarder/dégrader/diffuser les substances polluantes. Les valeurs attribuées aux aquifères qui ont les moins bonnes capacités de rétention des substances polluantes (degré de sensibilité extrême et fort) ont par ailleurs été sensiblement majorées, car ces aquifères sont à l'évidence beaucoup plus sensibles aux épisodes de pollution que les autres.

Tableau 6 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « Type d'aquifère ».

Type d'aquifère	Degré de sensibilité	Valeurs
Aquifères karstiques à conduits très développés	Extrême	6
Aquifères karstiques à conduits peu développés, aquifères fracturés à forte hétérogénéité, éboulis, aquifères alluviaux à forte perméabilité ($>10^{-3}$ m/s)	Fort	4
Aquifères fracturés homogènes et poreux à perméabilité moyenne ($10^{-3} - 10^{-6}$ m/s)	Modéré	2
Aquifères poreux à faible perméabilité ($< 10^{-6}$ m/s)	Faible	1

Dans le cas où une source est alimentée par plusieurs types d'aquifères superposés (p.ex. éboulis sur karst), c'est l'aquifère le plus sensible qui est considéré pour le calcul de vulnérabilité.

Épaisseur de la zone non saturée

La zone non saturée (ZNS) exprime le lieu de transfert de l'eau souterraine entre la roche en surface et l'aquifère. Plus son épaisseur est importante, plus l'eau a de distance à parcourir pour atteindre l'aquifère et plus les mécanismes d'atténuation des pollutions y seront activés de manière importante. Une mise en classe spécifique a également été créée pour les aquifères karstiques*, car les écoulements peuvent y être globalement plus rapides dans la zone non saturée que pour les autres aquifères (Tableau 7) :

Tableau 7 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « Épaisseur de la ZNS ».

Épaisseur de la ZNS (m)		Degré de sensibilité	Valeurs
Autres	Karst*		
< 10	< 20	Extrême	4
10 - 20	20 - 50	Fort	3
20 - 50	50 - 100	Modéré	2
> 50	> 100	Faible	1

L'épaisseur de la zone non saturée s'estime à l'aide des mesures piézométriques moyennes de l'aquifère. Elle correspond à la soustraction de l'altitude du toit de la nappe à l'altitude topographique du site. A noter que par cette manière de procéder, l'épaisseur de la couverture pédologique est incluse dans la notion de « zone non saturée ».

Réactivité de l'aquifère

La réactivité de l'aquifère aux précipitations est une estimation indirecte des capacités de stockage et de transfert de l'eau de l'aquifère. Elle peut fortement varier dans un même type d'aquifère selon sa taille et son dynamisme. Les systèmes réactifs sont caractérisés par des variations piézométriques ou de débits après des épisodes pluvieux de moyenne importance (15 à 30 mm/j). Les systèmes assez réactifs montrent des variations de piézométrie après un épisode pluvieux d'intensité forte (> 30 mm/j). En ce qui concerne les systèmes peu réactifs, ils ne montrent des variations piézométriques

notables qu'en fonction des saisons alors que les systèmes dits stables ne montrent que de légères variations piézométriques négligeables.

Plus un système est réactif, plus les substances polluantes sont transférées rapidement dans l'aquifère et moins les mécanismes d'atténuation des polluants peuvent se produire. Les degrés et valeurs de sensibilité retenus sont définis de la manière suivante :

Tableau 8 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « Réactivité de l'aquifère ».

Réactivité de l'aquifère	Degré de sensibilité	Valeurs
Variations piézométriques ou de débits, observables après un épisode de précipitations d'intensité moyenne à forte (15 – 30 mm/j)	Extrême	4
Variations piézométriques ou de débits, observables après un épisode de précipitations d'intensité très forte (> 30 mm/j)	Fort	3
Variations piézométriques ou de débits saisonnières, nulles après un épisode de précipitations intense (> 30 mm/j)	Modéré	2
Aquifères dont les faibles variations de débits ou piézométriques ne sont pas mises en relation avec un épisode pluvieux ou un changement de saison	Faible	1

Ces estimations se font par l'observation des hydrogrammes pour les sources, et à l'aide des cartes piézométriques, en hautes eaux et basses eaux, pour les aquifères. Pour que l'estimation soit valable et que l'hydrogramme puisse être pris en considération, il est nécessaire d'élaborer des cartes piézométriques au moins une fois avant et après un épisode pluvieux important.

Distance à la source

Dans les cas spécifiques où la vulnérabilité de la source est recherchée, il est nécessaire d'estimer le temps de parcours de l'eau, depuis son entrée dans le système jusqu'à son arrivée à la source. Ceci peut être fait par essais de traçage ou à l'aide des propriétés hydrodynamiques de l'aquifère, lorsque celles-ci sont connues. Ce critère peut aussi être évalué en fonction de la distance à la source (Tableau 9) lorsque ces propriétés restent inconnues. Cette simplification ne peut être réalisée que pour les aquifères fissurés et poreux, mais en aucun cas pour les aquifères karstiques. En effet, les circulations d'eau, parfois très rapides dans ces derniers, ne permettent pas une telle simplification*.

Tableau 9 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « distance à la source ».

Temps de parcours du point étudié au captage	Distance à la source (sauf karst*)	Degré de sensibilité	Valeurs
< 2 jours	< 50	Extrême	6
2 - 10 jours	50 - 100	Fort	4
10 - 20 jours	100 - 200	Modéré	2
> 20 jours	> 200	Faible	1

Les informations concernant le temps de transit de l'eau se trouvent soit dans les rapports existants ou par le biais de récoltes de données effectuées lors d'études de terrain approfondies. Si aucune information n'existe et qu'il n'est pas possible de connaître les paramètres hydrodynamiques de l'aquifère, la distance à la source peut simplement être calculée avec ArcGIS, sauf si le système étudié est un aquifère karstique.

3.2.2. Critères relatifs à la géomorphologie du site

Conditions d'infiltration

Les zones d'infiltration préférentielle comme les dolines, les gouffres, les pertes, les zones de lapiez et les failles importantes concentrent les écoulements et favorisent une infiltration rapide de l'eau dans le système. Ces zones offrent une plus grande opportunité aux substances polluantes d'atteindre l'aquifère rapidement et ceci sans retenue ou dégradation par la couverture pédologique. Les zones plates, en bas de fortes pentes, sont aussi incluses dans ce critère de sensibilité, car l'infiltration y est favorisée. La pente, quant à elle, est considérée comme un critère de sensibilité à part entière dans le paragraphe suivant.

Les zones d'infiltration préférentielle sont à identifier sur le terrain ou sur des cartes topographiques. Une fois ces zones cartographiées, la méthode propose de délimiter des zones tampons autour de la zone d'analyse et de leur attribuer différents degrés de sensibilité. De même que pour l'épaisseur de la zone non saturée, une mise en classe et des valeurs spécifiques ont été attribuées pour les aquifères karstiques*.

Tableau 10 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « conditions d'infiltration ».

Conditions d'infiltration	Taille de la zone tampon (m)		Degré de sensibilité	Valeurs	
	Autres	Karst*		Autres	Karst*
Failles, pertes, avens, gouffres et dolines non recouverts par du sol.	100 m	200 m	Extrême	4	8
Dolines recouvertes de sol, cours d'eau et lacs exfiltrants, pied de pente en bas de fortes pentes	50 m	100 m	Fort	3	6
Zones avec petites fractures (< 1cm)	50 m	50 m	Modéré	2	3
Espaces sans zone d'infiltration préférentielle	Le reste de la zone d'étude		Faible	1	1

Pente

L'inclinaison des terrains agit sur les conditions d'infiltration et de ruissellement, ainsi que sur l'érosion des sols. Dans la présente étude, une distinction est faite entre la pente et sa variabilité, car ces deux critères jouent des rôles contradictoires en termes de vulnérabilité des eaux souterraines. Les pentes fortes favorisent le ruissellement et limitent l'infiltration des substances polluantes dans l'aquifère, ce qui leur confère un aspect protecteur. Au contraire, les pentes faibles favorisent l'infiltration et donc le transfert des substances polluantes. D'un autre côté, les fortes pentes favorisent l'érosion des sols et augmentent le risque de turbidité à la source, ce qui n'est pas le cas des pentes faibles. Pour faire face à cette contradiction, les fortes pentes sont ici considérées comme sensibles par

rapport aux pentes faibles. Ainsi les pentes faibles, sur lesquelles l'infiltration est favorisée, sont prises en compte dans le critère de sensibilité appelé « conditions d'infiltration » ce qui permet de considérer tant les aspects protecteurs que ceux défavorables des pentes.

Tableau 11: Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « pente».

Pente (°)	Degré de sensibilité	Valeurs
> 45	Extrême	4
30 - 45	Fort	3
10 - 30	Modéré	2
0 - 10	Faible	1

Les pentes se calculent au travers de programmes SIG à l'aide de modèles numériques de terrain et se regroupent par zones, en fonction des classes définies dans le tableau 11. Si les données ne sont pas disponibles, il est possible de s'aider des cartes topographiques existantes pour estimer ce paramètre.

Couverture quaternaire

En fonction de sa nature, de son épaisseur et de sa perméabilité, la couverture quaternaire joue un rôle protecteur sur les eaux souterraines. En effet, des phénomènes de rétention et d'atténuation de substances polluantes peuvent se produire lorsque l'eau traverse cette couche.

Pour simplifier l'évaluation de ce critère, et dans le but d'en estimer sa perméabilité, seule la nature de la couverture quaternaire est considérée. A noter que son évaluation n'est faite que lorsqu'elle dépasse le mètre d'épaisseur. Si elle est inférieure à un mètre, la nature de la couverture quaternaire n'est pas considérée et la sensibilité de la zone est évaluée comme extrême (Tableau 12).

Tableau 12: Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « couverture quaternaire».

Couverture quaternaire	Degré de sensibilité	Valeurs
Absente ou dont l'épaisseur ne dépasse pas le mètre	Extrême	4
> 1 m d'épaisseur, éboulis, cônes de déjection, ou sédiments à forte perméabilité (majorité de graviers)	Fort	3
> 1 m d'épaisseur, moraine latérale, frontale ou de retrait, ou sédiments à perméabilité moyenne (majorité de sables)	Modéré	2
> 1 m d'épaisseur, moraine de fond, ou sédiments à faible perméabilité (limons, argiles)	Faible	1

Les informations concernant la nature de la couverture quaternaire et son épaisseur se consultent sur les cartes géologiques et dans les notices explicatives associées. Des observations de terrain permettent de compléter les données manquantes.

3.2.3. Critères relatifs au sol

L'aspect protecteur du sol forestier sur les eaux souterraines a largement été débattu dans les chapitres précédents, c'est pourquoi il n'est repris ici que dans les grandes lignes. Pour plus d'information, le lecteur peut se référer à ces chapitres. Notons tout de même que l'activité biologique des sols forestiers est plus importante que sous tout autre type de couvert végétal, de même que leur capacité de rétention hydrique (Pirastru *et al.*, 2013). La probabilité de dégradation des substances polluantes y est donc supérieure. Cette probabilité dépend aussi du temps de résidence de l'eau dans le système qui lui-même, est déterminé par les propriétés physiques du sol, principalement sa perméabilité et son épaisseur. C'est pourquoi ce sont ces deux critères qui sont retenus.

Perméabilité du sol

La perméabilité d'un sol est principalement fonction de sa structure, de sa porosité efficace ainsi que de sa teneur en eau (Bormann and Klaassen, 2008; Gobat *et al.*, 2010). Afin d'éviter des mesures de perméabilité du sol au laboratoire ou in-situ, la méthode ForSIG propose d'évaluer ce critère à l'aide de sa texture, de sa structure et de sa teneur en éléments grossiers (squelette) laissant de côté la teneur en eau puisque cette dernière varie en fonction du temps. Il est à noter que la conductivité hydraulique d'un sol à saturation dépend davantage de sa structure alors que la conductivité hydraulique en zone non saturée dépend davantage de sa texture (Wagner *et al.*, 2001).

La méthode propose d'évaluer séparément la texture, la structure et le squelette du sol (Tableau 13), puis de sommer les valeurs obtenues pour chacun de ces critères. En fonction du résultat obtenu, un degré de sensibilité et une valeur correspondante leurs sont attribués (Tableau 14).

Tableau 13 : Evaluation de la perméabilité des sols en fonction de leur texture, structure et squelette.

Texture	Valeurs	Structure	Valeurs	Squelette	Valeurs
Argileux, limono-argileux, argilo-limoneux	0	Massive	0	Le sol ne contient pas de caillou ou gravier dans les 50 premiers cm	0
Limoneux, limono-sableux, argilo-sableux, limono-argilo-sableux	1	Particulaire Prismatique Polyédrique	1	Quelques cailloux ou graviers (< 50 %) dans les 50 premiers cm	1
Limono-sableux, sableux, absence de sol	2	Grumeleuse, Absence de sol	2	Beaucoup (> 50 %) de cailloux ou graviers dans les 50 premiers cm, absence de sol	2

Tableau 14 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « Perméabilité du sol ».

Somme des valeurs obtenues au tableau 13	Valeur de perméabilité	Degré de sensibilité	Valeurs finales
5 - 6	Elevée	Extrême	4
3 - 4	Modérée	Fort	3
1 - 2	Faible	Modéré	2
0	Très faible	Faible	1

Si aucune information n'est disponible concernant la perméabilité des sols, celle-ci peut être évaluée directement sur le terrain par des essais d'infiltration ou en déterminant sa texture, sa structure et son squelette, par carottage ou par sondage. Toutefois, le nombre de points de mesure doit être suffisamment représentatif et la zone suffisamment homogène pour qu'une telle cartographie ait un sens. Dans le cas contraire, davantage d'investigations doivent être menées.

Profondeur du sol

La profondeur du sol détermine l'épaisseur de la couche à traverser avant qu'une substance polluante n'atteigne la zone non saturée de l'aquifère. Plus elle est importante, plus la probabilité que des mécanismes d'atténuation des substances polluantes se produisent est grande. A cause de sa forte vulnérabilité aux pollutions, une adaptation de la mise en classe a été faite pour les aquifères karstiques* (Tableau 15).

Tableau 15: Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « Profondeur du sol ».

Profondeur du sol (m)		Degré de sensibilité	Valeurs
Autres	Karst*		
0 – 0.3	0 – 0.5	Extrême	4
0.3 – 0.5	0.5 - 1	Fort	3
0.5 - 1	1 – 1.5	Modéré	2
> 1	> 1.5	Faible	1

Si aucune donnée relative à ce critère n'existe, la profondeur du sol se mesure à la tarière, directement sur le terrain. De même que pour sa perméabilité, il faut une quantité suffisante de mesures de profondeur du sol pour que la cartographie soit fiable.

3.2.4. Critères relatifs à la couverture forestière

Comme vu dans la première et dans le deuxième partie de cette recherche, l'écosystème forestier offre de nombreux services environnementaux aux aquifères.

Deux aspects relatifs à la couverture forestière sont utilisés comme critères de sensibilité pour le calcul du Facteur de Vulnérabilité. Il s'agit de la composition de la forêt, déterminée par le pourcentage de résineux et de sa structure, définie par la répartition des âges des arbres au sein des peuplements. Ce sont principalement ces deux critères qui déterminent la stabilité de l'écosystème forestier eu égard à la protection des eaux souterraines. Une forêt composée de plusieurs espèces d'arbres d'âges différents garantit un équilibre et une stabilité favorable à la qualité de l'eau, alors qu'une monoculture équiennne a tendance à la dégrader.

Composition de la forêt

La composition de la forêt est définie par la diversité des espèces au sein des peuplements. Pour simplifier l'appréciation de ce critère, la méthode propose d'évaluer uniquement le pourcentage de résineux par rapport aux feuillus. En effet, de nombreuses études ont montré une corrélation entre la proportion de résineux dans les forêts et le risque de pollution des sols et des eaux (voir partie 1, chapitre 4.1.5. : Couverture forestière ; et partie 2, chapitre 3. Etude de cas : Theyez).

Tableau 16 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « composition de la forêt ».

Pourcentage de résineux	Degré de sensibilité	Valeurs
Absence de forêt	Extrême	4
> 80	Fort	3
80 - 50	Modéré	2
< 50%	Faible	1

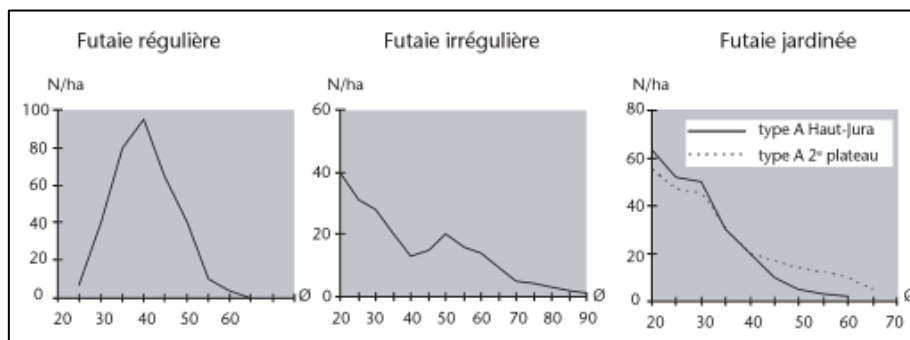
Les informations sur le pourcentage de résineux se trouvent auprès des gestionnaires ou des propriétaires de la forêt, des administrations publiques ou sur les sites internet de type « géoportail ». Une étude de terrain ou des images satellites peuvent venir compléter les données manquantes.

Structure de la forêt

La structure est « l'organisation spatiale d'un peuplement forestier du point de vue de la répartition des tiges, distinguée par catégorie de grosseur ou par strate » (Bastien and Gauberville, 2011). La structure d'un peuplement est dite régulière lorsque les arbres ont tous le même âge ou irrégulière lorsque la répartition des âges varie au sein des peuplements. Elle est fortement dépendante du mode de régénération de la forêt ainsi que de son mode d'exploitation. Des coupes de jardinage ou de petite surface, couplées à une régénération naturelle, génèrent des peuplements étagés. Au contraire, les coupes rases ou de grandes surfaces, succédées de plantation ou de semis, engendrent des peuplements équiens. Il est donc possible d'évaluer la structure des peuplements en fonction de la nature du régime sylvicole (Tableau 17) ou de la variabilité du diamètre des arbres (Figure 29).

Tableau 17 : Mise en classe et attribution des degrés et valeurs de sensibilité au critère « structure de la forêt».

Structure de la forêt	Régime sylvicole	Degré de sensibilité	Valeurs
Absence de forêt	Absence de forêt	Extrême	4
Grands peuplement équiens (> 50 ares)	Futaie régulière, taillis simples	Fort	3
Petits peuplements équiens (< 50 ares), âges variables d'un peuplement à l'autre	Futaie par paquet, bouquets, taillis fureté, taillis sous futaie	Modéré	2
Peuplements étagés	Futaie jardinée, futaie irrégulière	Faible	1


Figure 29 : Répartition des diamètres dans différentes structures de futaie. *Vocabulaire forestier* (Bastien and Gauberville, 2011).

Les informations concernant ce critère de sensibilité sont en principe disponibles auprès des forestiers ou des propriétaires de la forêt. Un complément de données peut également être récolté sur le terrain ou grâce aux images aériennes à haute résolution.

3.2.5. Facteur de dilution D

Le facteur de dilution D a été ajouté à la méthode ForSIG après qu'elle ait été appliquée à la source du Montant (cf. partie 3, chapitre 3.4.). Cette étude a permis de mettre en évidence le rôle majeur de la capacité de dilution des aquifères dans l'atténuation des substances polluantes. Toutefois, dans ce cas-là, la dilution ne dépend pas des propriétés physiques et chimiques des terrains traversés, mais bien des propriétés physiques et hydrodynamiques de l'aquifère. Il s'agit principalement de la quantité d'eau qui y est stockée (volume du réservoir) et de la façon dont cette eau s'y comporte et y circule. Les informations spécifiques liées à cette situation particulière ne s'obtiennent qu'après une étude détaillée du système, à l'aide d'essais de traçage par exemple. De telles investigations ne sont cependant pas toujours possibles, voire parfois mal exécutées, c'est pourquoi il est proposé que le facteur de dilution D soit établi en fonction du débit des sources principales (Tableau 18). Cette manière de procéder comporte un certain risque de minimisation de la vulnérabilité des sources à gros débit, c'est pourquoi ce facteur de dilution doit être appliqué avec grande précaution et seulement dans les cas où le fonctionnement hydrodynamique du système est relativement bien connu. A noter que ce facteur de dilution fait référence à la protection passive des forêts, en se basant sur la faible quantité de substances potentiellement polluantes qui y transitent. Un tel facteur de protection ne pourrait guère être utilisé dans l'étude de zones sur lesquelles de nombreuses substances polluantes sont présentes, comme les zones agricoles, urbaines ou industrielles.

Tableau 18 : Attribution du facteur de dilution D en fonction du débit des exutoires principaux des aquifères.

Débit de l'exutoire principal	Facteur de dilution D
0 – 500 l/min	1.25
500 – 5000 l/min	1
> 5000 l/min	0.75

Comme il ne dépend pas des propriétés physiques et chimiques des terrains traversés, le facteur de dilution D ne peut guère être pris en compte de la même manière que les autres. Ainsi, au lieu de l'additionner aux critères de sensibilité existants, il est utilisé comme facteur multiplicatif du facteur de vulnérabilité FV. De cette manière, ce facteur de dilution D permet conduit à accentuer ou atténuer la vulnérabilité calculée en chaque point de la zone d'étude.

Cette façon de procéder découle des observations faites sur les concentrations de traceur restituées dans les différents essais de traçages effectués à la source du Montant. Pour cette source, il a été en effet montré que, même si les vitesses de transit et les taux de restitution des traceurs sont importants, les concentrations mesurées restent toujours très basses. Ceci est dû à la forte capacité de l'aquifère à diluer les substances polluantes qui se trouvent dans ses eaux (voir chapitre 3.4.5. de cette partie).

3.2.6. Calcul du facteur de vulnérabilité FV

Le facteur de vulnérabilité FV d'un point donné s'obtient en additionnant les valeurs de chaque critère de sensibilité sur ce point. Puis, ce résultat est multiplié par le facteur de dilution D en fonction de la capacité de dilution de l'aquifère.

$$FV = \sum_{\text{critères de sensibilité}} \times \text{facteur de dilution D (6)}$$

La valeur ainsi obtenue correspond à un degré de vulnérabilité qui peut être traduit en zone de protection des eaux souterraines (Tableau 19).

Tableau 19 : Calcul du facteur de vulnérabilité FV d'après la méthode ForSIG.

Facteur de Vulnérabilité FV				Degré de vulnérabilité correspondant	Zones de protection correspondantes pour la Suisse
Autres		Karst			
Ressource	Source	Ressource	Source		
34 - 40	38 - 46	40 - 48	41 - 52	Extrême	S1
26 - 33	29 - 37	30 - 39	31 - 40	Fort	S2
18 - 25	20 - 28	20 - 29	21 - 30	Modéré	S3
10 - 17	11 - 19	10 - 19	11 - 20	Faible	Au

Les zones de protection S1, S2 et S3 ainsi que le secteur de protection Au sont définis dans le guide pratique de l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) : Instructions pratiques pour la délimitation des eaux souterraines (Brühlmann *et al.*, 2004). Le tableau 20 résume les définitions et objectifs de ces zones de protection ainsi que les principales restrictions qui leur sont associées.

Tableau 20: Zones de protection S1, S2, S3 et secteur d'alimentation Au des eaux souterraines en Suisse.
Modifié d'après Brühlmann et al. 2014.

Zone	Définition et objectif	Principales restrictions
Au	Etendue de l'aquifère en surface et zones attenantes. Protection générale qualitative et quantitative des eaux souterraines	Pas d'installation dangereuse pour l'eau. Prescriptions pour l'exploitation des gravières
S3	Zone tampon autour de la S2. Si accident, temps et espace suffisant pour permettre un assainissement	Pas d'extraction de gravier, sable..., pas de décharge, pas de construction sous le niveau piézométrique
S2	Empêche les pollutions chimiques ou bactériologiques, la modification des écoulements, protège le sol (filtre)	Les mêmes que S3 avec en plus : pas de constructions, pas de fouilles, pas d'épandage d'engrais et de phytosanitaires, ni autres activités polluantes
S1	Protège le captage des pollutions directes et de la dégradation des installations	Tout sauf entretien des captages

3.3. APPLICATION DE LA MÉTHODE FORSIG À LA SOURCE DE L'ÉPERON

La méthode ForSIG a été appliquée à la source de l'Eperon. Cette source a été sélectionnée pour son bassin d'alimentation recouvert de forêt et parce qu'elle a été contaminée par des hydrocarbures suite à un accident de camion. La zone de l'accident reconnue comme sensible, permet d'évaluer la pertinence des méthodes d'analyse proposées. Puis, les cartes obtenues ont été comparées avec celles réalisées d'après les méthodes EPIK (Doerfliger and Zwahlen, 1998) et DRASTIC (Aller *et al.*, 1987).

Les contextes géographiques, géologiques et hydrogéologiques de la source de l'Eperon qui sont présentés en premier lieu, suivis du déroulement des faits lors de l'accident de camion. Les cartes de vulnérabilité obtenues à l'aide des méthodes ForSIG, EPIK et DRASTIC sont ensuite exposées, discutées et critiquées.

3.3.1. Contexte géographique

La source de l'Eperon se situe au centre des gorges de l'Areuse, entre les communes de Rochefort et Brot-Dessous, dans le canton de Neuchâtel en Suisse (Figure 30). Ces gorges ont commencé à se former dès le plissement du Jura, il y a quelques 10 millions d'années, et les processus d'érosion auxquels elles sont soumises sont encore en cours actuellement.

Le climat de la commune de Rochefort est classé tempéré humide (Cfb selon la classification de Köppen), avec des températures annuelles moyennes de 7.3 °C et des précipitations moyennes de 1136 mm/an (climate-data.org).

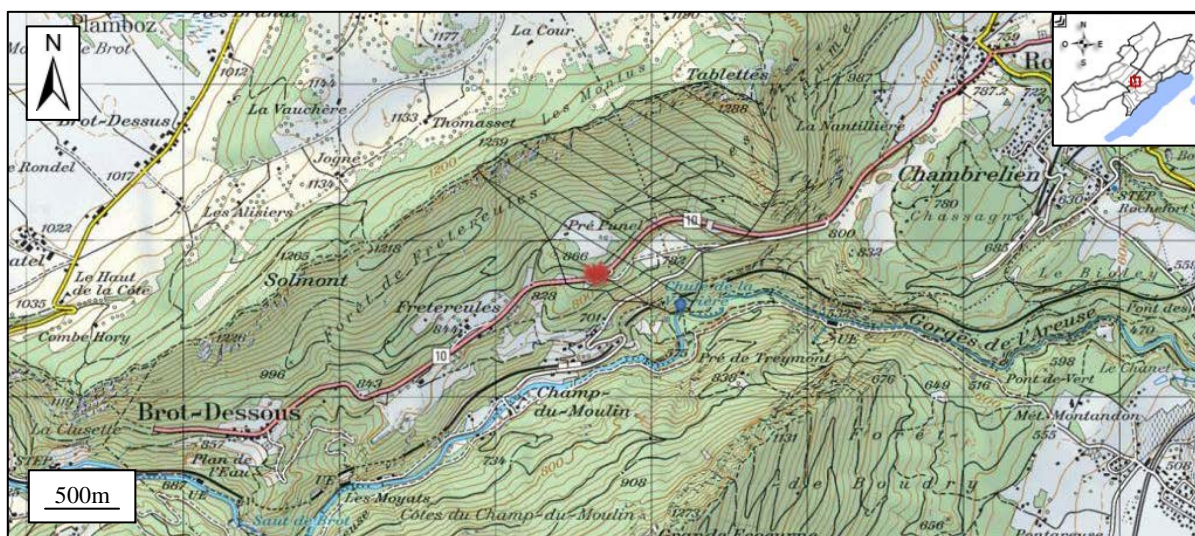


Figure 30: Situation géographique de la source de l'Eperon ● et emplacement de l'accident de camion ★. Modifié d'après map.geo.admin.ch.

La source de l'Eperon fait partie de la vingtaine de sources karstiques qui, avec d'autres sources et galeries drainantes, alimentent en eau les villes de Neuchâtel et La-Chaux-de-Fonds. Elle se situe à une vingtaine de mètres de la rive droite de l'Areuse. La quasi-totalité (85-90 %) de son bassin d'alimentation est recouverte de forêts. La source est dominée par de fortes pentes, auxquelles succèdent des petites zones plates, aux lieux-dits Pré du Cloître et Pré Punel. Plus en amont, la pente augmente à nouveau jusqu'à la limite nord de son bassin d'alimentation qui est délimité par des parois abruptes sculptées dans les calcaires du Malm. Une route cantonale traverse le site d'est en ouest.

3.3.2. Contexte géologique et hydrogéologique

Le bassin d'alimentation de la source de l'Eperon repose sur un anticlinal légèrement incliné en direction du SSE, constitué principalement de calcaires du Malm, avec du Dogger et du Lias au cœur du pli. Ces formations sont souvent recouvertes de sédiments quaternaires, constitués de moraine en aval du bassin d'alimentation, de blocs et d'éboulis de pente en amont (Figure 31). Quelques lehms d'altération sont présents çà et là. La coupe effectuée à l'aide d'une version provisoire de la carte géologique du Val de Travers (Pasquier *et al.*, 2013) (Figure 32) et d'un bloc diagramme 3D (ISSKA, 2011) (Figure 33), montrent une divergence des écoulements au niveau de l'axe du pli. La majeure partie de l'eau qui s'infiltre dans la partie nord du pli s'écoule en direction de la Vallée des Ponts pour rejoindre la perte du Voisinage et alimenter la source de la Noiraigue, affluent de l'Areuse. Une autre partie de l'écoulement se fait dans les éboulis, en faveur d'une perméabilité plus élevée que dans les formations sous-jacentes. Ces écoulements sont dirigés vers les calcaires du Malm en aval du pli, qui constituent le réservoir principal de la source de l'Eperon.

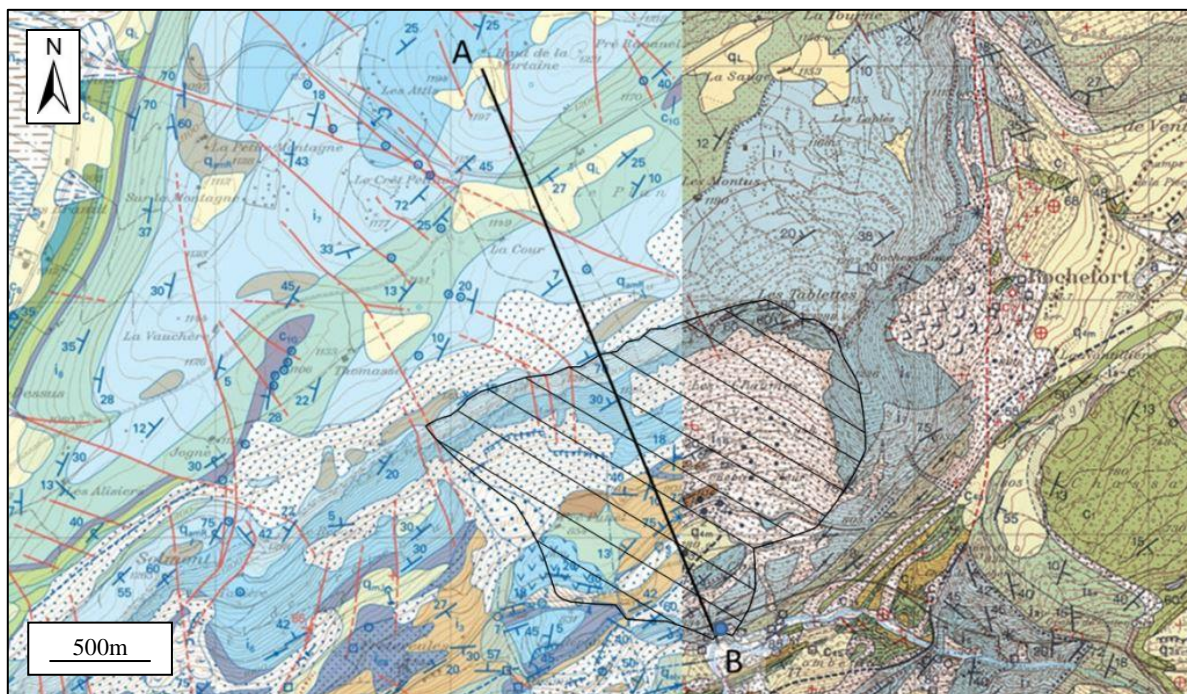


Figure 31: Extrait des feuilles 1164 Neuchâtel et 1163 Travers, de l'Atlas géologique suisse au 1 :25 000. (Meia and Frei, 1976; Pasquier *et al.*, 2013).

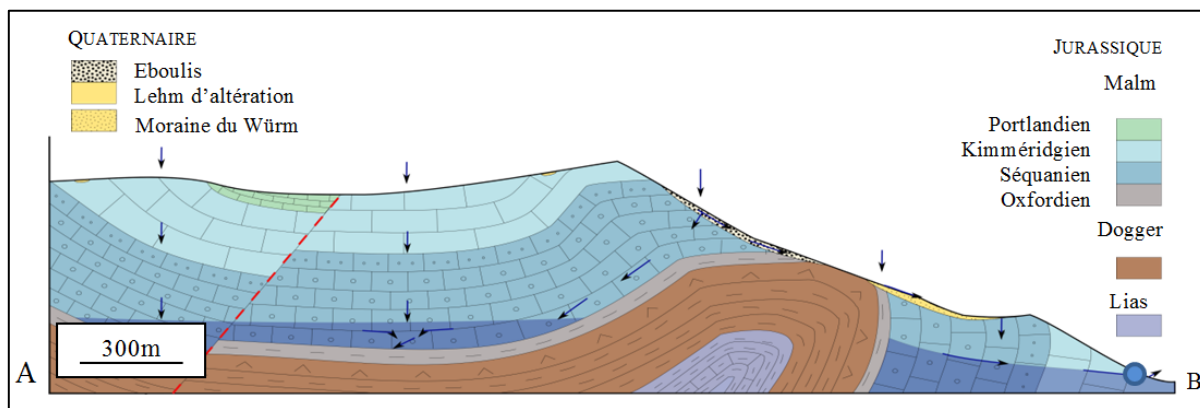


Figure 32: Coupe géologique à l'emplacement de la source de l'Eperon.

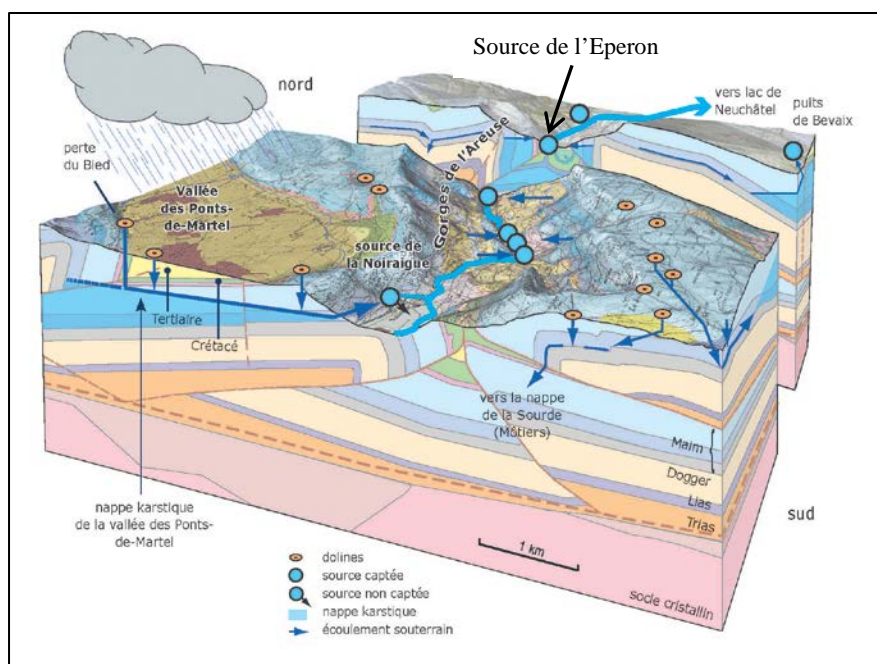


Figure 33: Contexte hydrogéologique des Gorges de l'Areuse © ISSKA 2011.

L'alimentation de la source de l'Eperon a été étudiée par le bureau Matthey Ingénieurs-Conseils SA dans le cadre de la détermination des zones de protection des captages des gorges de l'Areuse (Matthey, 1991, 1995). Cette alimentation se fait par le biais de plusieurs formations, le réservoir principal étant l'aquifère du Malm, avec une contribution de la couverture quaternaire. En période d'étiage, une partie de l'alimentation provient de l'Areuse avec une participation probable de la dalle nacrée (Dogger) qui, si elle existe, reste minime. Il est à noter que les deux formations quaternaires principales n'agissent pas de la même manière sur les écoulements. Les éboulis dans la partie amont du bassin d'alimentation sont assez perméables, dirigeant donc une fraction de l'eau jusque vers l'aval. Au contraire, les dépôts morainiques situés en aval sont très peu perméables. L'eau a donc tendance à y ruisseler et à s'infiltrer dans les calcaires du Malm lorsque la couverture s'interrompt. D'après ces observations, la source de l'Eperon a été définie comme une source karstique à circulation « lente » ce qui a été confirmé par l'analyse du rapport Mg/Ca qui est assez faible. Cependant, ce fait n'exclut pas des circulations rapides localisées dans le temps (fortes précipitations) et dans l'espace (infiltration préférentielle).

Etant donné la multitude de sources dans la région des gorges de l'Areuse et la complexité des relations entre les différents aquifères, les bassins d'alimentation n'ont pas été délimités individuellement pour chaque source dans les études de Matthey (1991 et 1995). Mais selon les informations obtenues dans ces rapports et d'après la coupe effectuée à l'emplacement de la source, le bassin d'alimentation de la source de l'Eperon correspond plus ou moins au bassin versant topographique (Figure 32). En effet, sa surface a été estimée entre 1.01 et 1.68 km² à l'aide du débit annuel moyen de la source (≈ 3000 l/min) et du débit spécifique régional (30 – 50 l/s/km²), et l'altitude moyenne du bassin est de l'ordre de 650 m \pm 50 m, selon les analyses isotopiques du δO^{18} (Matthey, 1991). Bien que la majeure partie de l'alimentation de cet aquifère se fasse dans la partie basse du bassin, une partie de l'eau qui s'infiltrer sur la partie amont parvient à la source après avoir traversé des éboulis. C'est pourquoi la limite du bassin d'alimentation a été étendue jusqu'à la crête. Cette délimitation a été confirmée par les essais de traçages menés dans le cadre de l'étude d'impact de la correction de la route cantonale (J10) entre Frerereules et les Chaumes (Matthey, 1999). D'après le

rapport final pour la délimitation des zones de protection des captages de Gorges de l'Areuse, « l'accident de camion-citerne survenu dans le virage des Chaumes, entre Rochefort et Fretereules, a également été considéré comme un essai de coloration, bien involontaire, il est vrai » (Matthey, 1995). Suite à ce rapport, la délimitation des zones de protection des captages de Gorges de l'Areuse s'est précisée. Sachant qu'elles ne sont pas spécifiques à la source de l'Eperon, ces zones de protection ne sont pas présentées dans cette étude.

3.3.3. Historique de l'accident de camion qui a contaminé la source de l'Eperon

Le déroulement de l'accident de camion qui a contaminé la source de l'Eperon a été relaté dans les quotidiens « L'Express » et « L'impartial ». Des renseignements complémentaires ont été obtenus auprès de Steve Gobert, spécialiste en ouvrages hydrauliques chez Viteos et Bernard Matthey, ancien directeur du bureau Matthey Ingénieurs-Conseils à Montezillon.

Le vendredi 1^{er} octobre 1993, vers 7 h 00, un camion-citerne transportant environ 20'000 l d'essence sans plomb 94 bascule dans le virage des Chaumes, entre Rochefort et Fretereules (Figure 34). En explosant, il provoque un incendie détruisant 1000 m² de forêts. Les pompiers qui interviennent rapidement sur les lieux, parviennent à maîtriser l'incendie et à pomper 2'500 l d'essence répandus sur la zone accidentée. Un chimiste et un hydrogéologue sont appelés sur place pour évaluer les risques de contamination sur l'environnement et les sources. Après analyse de la situation, ils en déduisent que le solde de l'essence a brûlé dans l'incendie et qu'il n'y a pas de risque majeurs puisque, selon eux, la couche de moraine située juste à l'aval de l'accident va protéger les sources. Ils préconisent tout de même une surveillance des lieux, estimant que s'il doit y avoir une pollution, celle-ci atteindra la source après un laps de temps d'environ quatre à six jours.

Le samedi 2 octobre, peu après minuit, les premiers consommateurs perçoivent des odeurs d'essence provenant de l'eau de leur robinet. Sachant qu'il faut compter quatre heures d'acheminement pour que l'eau passe du réservoir d'eau potable de la ville à la cuisine des consommateurs, la pollution a contaminé la source dans une fourchette de huit à douze heures après l'accident. Les autorités décident alors la mise à la vidange de la source de l'Eperon durant six mois et des sources voisines de Rochefort et de la Verrière pendant deux mois. L'ensemble des réservoirs et des conduites du réseau a dû par ailleurs être purgé et le sol, où a eu lieu l'accident, décapé et nettoyé. L'accident a coûté plus de 100'000.-, sans compter les mesures préventives qui ont suivi et les travaux de décontamination à long terme. A la suite de ce grave événement, les autorités ont de plus décidé de modifier le tracé de la route cantonale pour limiter au maximum le risque d'accident. Des canaux d'évacuation ont été construits sur les bas-côtés de la nouvelle route.

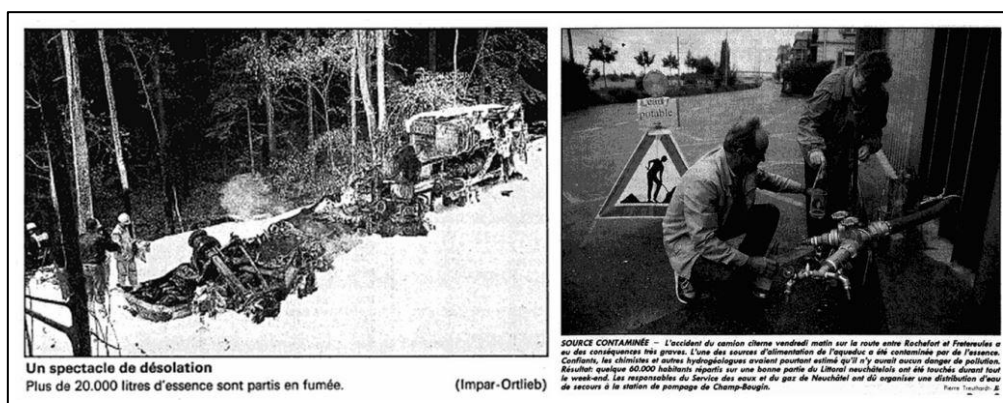


Figure 34 : Extraits de l'Impartial du 02.10.1993 (à gauche) et de l'Express du 04.10.1993 (à droite).

3.3.4. Résultats

Les méthodes ForSIG, EPIK (Doerflinger and Zwahlen, 1998) et DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) ont été appliquées sur la source de l'Eperon afin de réaliser des cartes de vulnérabilité et de suggérer des zones de protection en fonction de ces cartes (Figure 35). Les annexes VIII, XI et X décrivent la manière dont ont été cartographiés les différents critères utilisés pour chaque méthode.

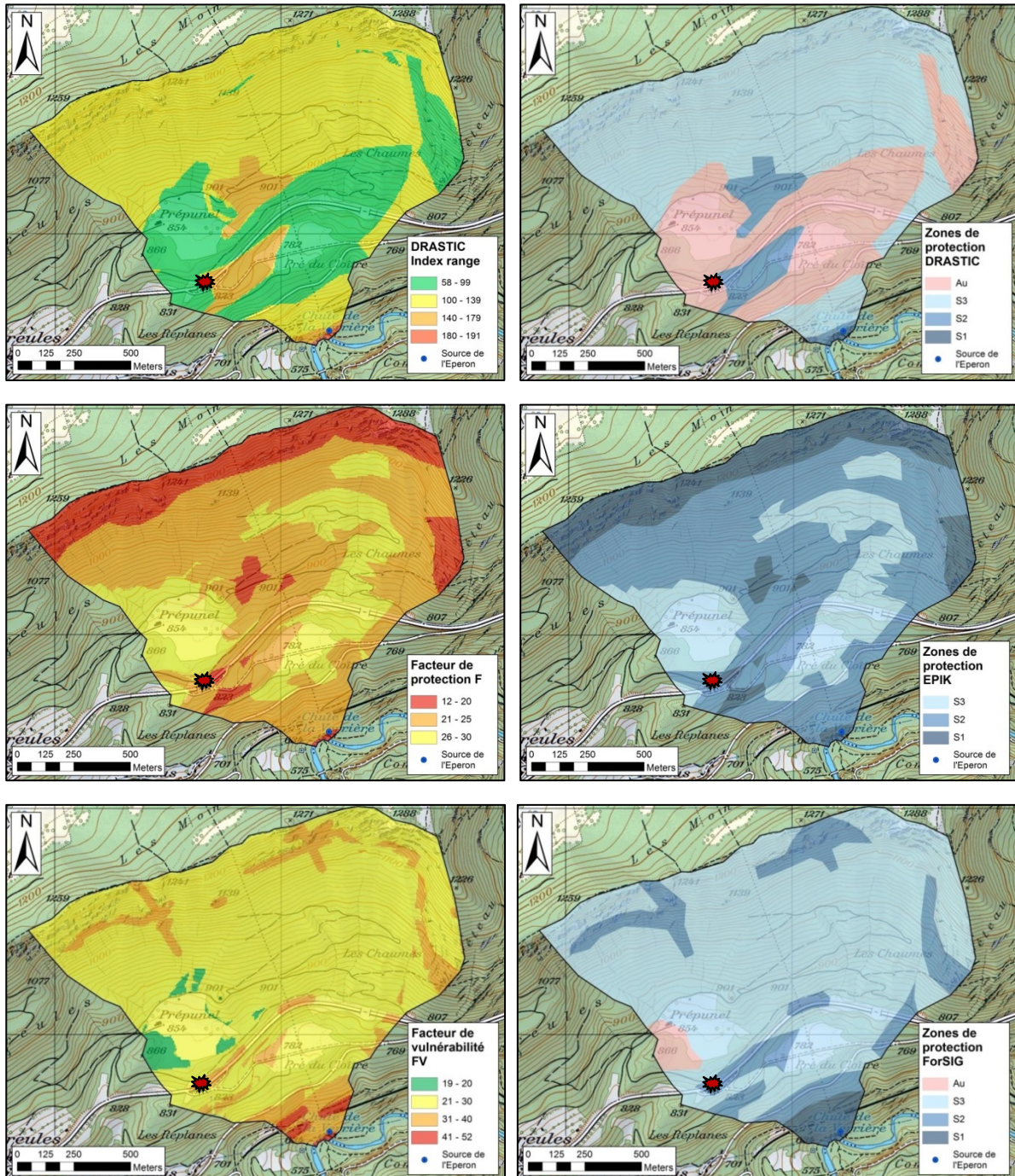


Figure 35: Cartes de vulnérabilité et des zones de protection suggérées d'après l'application des méthodes DRASTIC, EPIK et ForSIG sur la source de l'Eperon. * = emplacement de l'accident.

Tableau 21: Taux d'occupation des zones de protection sur bassin d'alimentation de la source de l'Eperon.

Méthode	S1	S2	S3	Au
DRASTIC	0.26 %	7.13 %	59.82 %	32.79 %
EPIK	20.52 %	53.23 %	26.25 %	0 %
ForSIG	2.99 %	17.09 %	77.93 %	1.98 %

Les trois méthodes montrent des résultats assez différents les uns des autres. La carte obtenue avec la méthode DRASTIC est celle qui présente le moins de surfaces vulnérables, alors que la méthode EPIK est celle qui en définit le plus. La méthode ForSIG offre, quant à elle, une situation intermédiaire.

En termes de zone de protection, la méthode DRASTIC propose une très petite surface pour la S1 qui se limite aux abords immédiats de la source. Les zones S2 recouvrent trois régions, situées sur les calcaires affleurant et ne représentant que 7.13 % de la surface totale du bassin d'alimentation (Tableau 21). Les zones S3 se situent à l'amont de la source ainsi que dans la partie nord du bassin d'alimentation, le recouvrant aux deux-tiers environ. Les zones Au recouvrent le bassin d'alimentation sur approximativement un tiers de sa surface et se situent plutôt en son centre.

La méthode EPIK, elle, suggère de grandes zones de protection S1, recouvrant plus du cinquième du bassin d'alimentation. Ces zones se situent aux abords immédiats de la source, sur la zone de l'accident, sur la zone de calcaires affleurant, ainsi que sur les parois rocheuses de la zone amont du bassin d'alimentation. Les zones S2 suggérées par EPIK recouvrent de part et d'autre plus de la moitié du bassin d'alimentation alors que les zones S3 le recouvrent sur un peu plus d'un quart, principalement en son centre. La méthode EPIK ne propose pas de zone Au pour ce cas.

En ce qui concerne la méthode ForSIG, celle-ci indique une situation intermédiaire, avec une zone S1 recouvrant environ 3 % du bassin d'alimentation autour de la source. Les zones S2, quant à elles en occupent un petit cinquième et se situent principalement en amont de la zone S1, sur la zone de l'accident et sur une partie des parois rocheuses. Les zones S3 recouvrent le reste du bassin d'alimentation, c'est-à-dire un peu plus des trois quarts de sa surface, à l'exception d'une petite zone Au délimitée à l'est.

3.3.5. Interprétation

La méthode DRASTIC produit de larges zones peu vulnérables qui peuvent être retranscrites en zones d'alimentation Au et en zones de protection S3 de la source de l'Eperon. La délimitation de ces grandes zones, peu à modérément vulnérables, est due à la faible valeur de la recharge, à la grande profondeur de la zone saturée, à la faible conductivité hydraulique de la moraine et à la grande profondeur de sol (annexe IX). Les zones fortement vulnérables correspondent aux zones de protection S2. Elles sont délimitées comme telles en raison de leur forte conductivité hydraulique et de la couverture quaternaire inexistante ou faible à ces endroits. Quant à la zone extrêmement vulnérable traduite en zone S1, elle se concentre autour de la source, non seulement en raison de la faible profondeur de la nappe et du sol à cet endroit mais aussi à cause de la conductivité hydraulique élevée de l'aquifère. Il est important de noter qu'avec la méthode DRASTIC, les critères de sensibilité (appelés feature dans la méthode) se recoupent entre eux, ce qui génère plusieurs cartes similaires (annexe IX). C'est notamment le cas des critères en lien avec le type d'aquifère, la conductivité hydraulique et l'impact de la zone non saturée.

La méthode EPIK ne propose pas de zone faiblement vulnérable qui pourrait être retranscrite en zone Au du bassin d'alimentation de la source. La grande zone extrêmement vulnérable traduite en S1, qui se situe sur les parois rocheuses, est due au fait que ces dernières ne sont pas recouvertes de sol et qu'elles présentent un épikarst marqué, doublé d'un réseau karstique développé (annexe VIII). Toutefois, cette zone pourrait être exclue de la zone S1 car elle n'alimente qu'indirectement la source de l'Eperon. En réalité, elle rejoint prioritairement la source de la Noiraigue, affluent de l'Areuse, qui alimente la source de l'Eperon uniquement en basses eaux. Les zones modérément vulnérables retranscrites en S3, sont expliquées par un facteur de protection modéré, une absence de zone d'infiltration préférentielle, un épikarst peu développé et un réseau karstique modérément développé. Les zones S2, fortement vulnérables, sont caractérisées par des situations intermédiaires.

La méthode ForSIG propose pour sa part, une zone extrêmement vulnérable retranscrite en zone S1, qui se situe dans un rayon de 150 à 200 m autour de la source. Elle est induite par la faible épaisseur des couvertures quaternaire et pédologique à cet endroit, la faible profondeur de la zone non saturée, les pentes fortes, la forte réactivité de l'aquifère et la petite distance à la source (annexe X). Quant aux zones fortement vulnérables, traduites en S2, elles sont majoritairement constituées d'affleurement calcaires, de zones présentant des points d'infiltration préférentielle ou de zones non recouvertes de sédiments quaternaires, de sol ou de forêts. Les zones S3 sont modérément vulnérables, car elles se retrouvent sur des surfaces protégées par une importante épaisseur de sol ou de couverture quaternaire. De plus, elles ne présentent pas de zone d'infiltration préférentielle, mais les pentes y sont généralement fortes. La petite zone Au à l'est du bassin d'alimentation est faiblement vulnérable, car en plus de remplir les mêmes critères que les zones modérément vulnérables traduites en S3, elle est peu pentue.

3.3.6. Discussion

Il est intéressant de noter que la zone de l'accident apparaît comme fortement, voire extrêmement vulnérable sur l'ensemble des cartes, indépendamment des méthodes utilisées. Toutes ces méthodes ont donc rempli leur fonction, chacune identifiant la vulnérabilité effective de cette zone. Toutefois, les résultats obtenus ne sont pas tous satisfaisants pour le reste du bassin d'alimentation.

L'application de la méthode DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) propose une vaste aire d'alimentation Au située au centre du bassin d'alimentation de la source de l'Eperon, et des zones de protection S1, S2 et S3 ayant des surfaces limitées. Cette méthode ne met pas en valeur les zones d'infiltration préférentielles, ni celles qui sont protégées par la forêt. De plus, elle ne tient pas compte des zones sur lesquelles des substances polluantes peuvent atteindre l'aquifère après avoir ruisselé sur des zones peu perméables. Appliquer la méthode DRASTIC au bassin d'alimentation de la source de l'Eperon ne permet donc pas d'assurer durablement la protection de cette source, aussi importe-t-il de renoncer à son utilisation dans ce cas-là.

La méthode EPIK (Doerfliger and Zwahlen, 1998) génère de grandes zones fortement, voire extrêmement vulnérables. Les degrés de vulnérabilité obtenus mettent bien en valeur la sensibilité de la zone sur laquelle a eu lieu l'accident de camion. Cette méthode, permet aussi bien l'identification des zones d'infiltration préférentielles, des zones protégées par la couverture pédologique et elle prend clairement en compte les zones sur lesquelles les eaux peuvent ruisseler et s'infiltrer dans l'aquifère à l'aval. Toutefois, elle ne s'intéresse que très peu aux zones protégées par la forêt ce qui engendre la délimitation de grandes zones vulnérables. La retranscription de ces surfaces en zones de protection engendre d'importantes zones S1 et S2, ce qui peut entraver les forestiers dans leur travail. Si ce bassin d'alimentation était situé dans des zones à haut risque de probabilité de pollution, comme les zones urbaines, industrielles ou agricoles, les zones de protection proposées par EPIK seraient

applicables. Mais en zone forestière, où transitent peu de substances potentiellement polluante, ces zones de protection ont des surfaces trop importantes.

L'application de la méthode ForSIG, développée dans le cadre de la présente étude, propose une situation intermédiaire intéressante. Elle identifie la zone de l'accident comme étant fortement vulnérable, ce qui la place en zone S2. La grande zone extrêmement vulnérable traduite en zone S1 autour de la source permet une protection optimale de cette dernière. Toutefois, elle pose problème au niveau du chemin de fer et pourrait donc être quelque peu réduite en cas d'adoption de cette méthode pour la délimitation des zones de protection de cette source. Les zones S2 sont placées dans des endroits-clé qui peuvent générer des circulations rapides de l'eau à travers la zone non saturée et dans l'aquifère. Elles ne représentent toutefois pas une surface trop importante, ne gênant pas les forestiers dans leur travail. Les zones S2 situées sur les parois rocheuses n'alimentent pas directement la source de l'Eperon, mais leur protection est nécessaire car elles alimentent la source de la Noiraigue, affluent de l'Areuse. Les zones modérément vulnérables retranscrites en S3 recouvrent le reste du bassin d'alimentation. Elles sont protégées par la forêt, par une couverture quaternaire et un sol de grande profondeur, ce qui retarde l'infiltration des polluants dans le système. Leur rôle de zone tampon défini dans le guide pour la délimitation des zones de protection des aquifères (Brühlmann *et al.*, 2004) est ainsi bien rempli.

L'accident de camion, qui a contaminé la source de l'Eperon durant plusieurs mois, n'aurait guère pu être évité. Cependant, si des cartes de vulnérabilité avaient été établies pour cette source à l'aide de la méthode ForSIG, la sensibilité de la zone de l'accident aurait été mise en évidence. Ceci aurait permis de prendre certaines mesures durant la création de la route cantonale. Par exemple, des canaux de récupérations auraient été creusés dans les endroits sensibles, afin d'évacuer les éventuelles pollutions. A noter que ces travaux ont été réalisés après l'accident, pour éviter qu'un tel évènement ne se reproduise. De même, si la vulnérabilité de cette zone avait été connue, le chimiste cantonal aurait exigé une vidange de la source de l'Eperon directement après l'accident. Cela aurait évité que la pollution ne se répande à tout le réseau d'approvisionnement en eau potable. Ainsi, ni le réservoir principal, ni les canalisations n'auraient été touchés. L'alimentation en eau potable aurait pu être maintenue, et ainsi des dizaines de milliers de francs économisés.

3.4. APPLICATION DE LA MÉTHODE FORSIG À LA SOURCE DU MONTANT

Afin de la tester à plus large échelle, la méthode ForSIG a été appliquée sur la source du Montant. Ce site a été sélectionné car les zones de protection existantes sont très grandes, principalement les zones S2 et S3 (Figure 36). Cette délimitation pose problème aux forestiers de la région qui sont contraints de sortir leurs bois de ces zones pour les entreposer afin de les traiter contre les attaques d'insectes. Effectivement, les dépôts de bois sont soumis à autorisation en zone S3 en vertu de l'article 32 de la OEaux (1998), et le cas échéant, des mesures doivent être prises pour éviter l'infiltration des insecticides dans la nappe. En outre, les produits phytosanitaires et les herbicides sont interdits en zones S1 et S2 et requièrent une autorisation en zone S3 dans les forêts (LFO, 1991).

L'objectif de cette étude de cas est d'appliquer la méthode ForSIG sur le bassin d'alimentation de la source du Montant, de comparer les résultats avec les zones de protection existantes et de valider les cartes obtenues par des essais de traçage. Ces essais reflètent les capacités de transfert, de rétention et de dilution d'un éventuel polluant conservatif (qui se comporte comme une goutte d'eau) dans le système. Les résultats obtenus ont permis d'améliorer la méthode ForSIG, car ils ont en mis en lumière l'importance du facteur de dilution de l'aquifère et conduit à son introduction pour le calcul du Facteur de Vulnérabilité FV.

Dans la partie qui va suivre, les contextes géographiques, géologiques et hydrogéologiques sont d'abord exposés. Puis, les cartes de vulnérabilité et des zones de protection correspondantes sont présentées, critiquées, et comparées avec celles des zones de protection existantes. Finalement, les résultats de l'essai de traçage sont présentés et commentés. En premier lieu, ils ouvrent la discussion sur la validité de la méthode et sur la pertinence des cartes résultantes pour ensuite conduire à une nouvelle adaptation de la méthode, et ainsi à de nouveaux résultats.

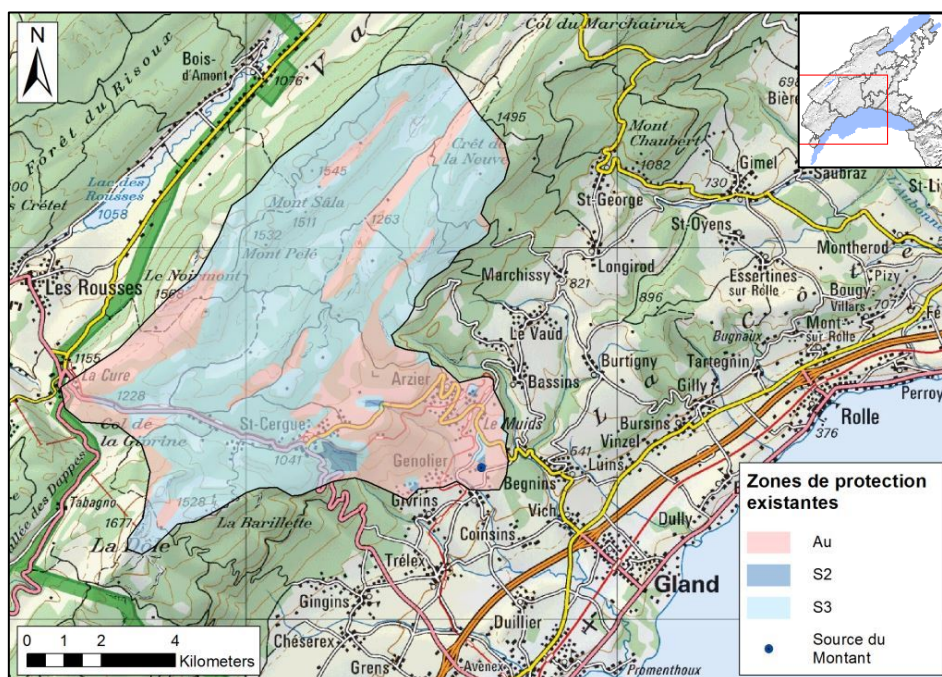


Figure 36: Zones de protection existantes dans la région du Montant (Parriaux, 1994). Les zones S1 se limitent à un périmètre de 10 mètres autour des captages, c'est pourquoi elles ne sont pas visible ici.

3.4.1. Contexte géographique

La source du Montant se situe sur la commune de Genolier au nord de la ville de Nyon, dans le canton de Vaud, en Suisse. Cette source fait partie d'un système karstique complexe qui englobe plusieurs autres sources liées hydrologiquement à la source du Montant, il s'agit entre autres des sources de l'Aubonne, de la Colline, de la Dullive, de Bonmont et de Boulogne.

Afin de considérer l'ensemble de l'aquifère et de ces sources lors des essais de traçage, le terrain d'étude choisi s'étend au-delà du bassin d'alimentation du Montant, sur une surface de 250 km² environ (Figure 36). Cette surface, recouverte en grande partie de forêt, s'étend entre les communes de Bière et Rolle pour la limite Est, de Prangins à la Vallée des Dappes pour la limite Sud, puis remonte jusqu'au Forêts du Risoux à l'Ouest, pour terminer à Bière au Nord. Le point culminant du terrain d'étude se trouve être la Dôle à 1677 m et le point le plus bas la rive du Léman à 372 m. A Saint-George, village qui se situe au milieu de la zone d'étude, le climat est de type tempéré humide (Cfb selon la classification de Köppen), avec des températures moyennes annuelles de 7.1 °C et des précipitations annuelles moyennes de 1248 mm (climate-data.org).

La source du Montant alimente en eau potable les communes de Gland, Arzier-le-Muids et Genolier, ce qui représente une population de 16'000 habitants environ. L'eau y est captée depuis 1850, mais ce n'est qu'à partir de 1961, qu'un ouvrage a été construit sous forme de puits drainant. Ce puits n'a pas été modifié depuis sa réalisation, mais un entretien rigoureux et permanent assure sa fonctionnalité.

3.4.2. Contexte géologique et hydrogéologique

Stratigraphie et réservoirs aquifères

Les formations qui affleurent dans la chaîne du Jura datent du Jurassique et du Crétacé (Figure 37). Elles ont été affectées par divers mouvements tectoniques responsables du plissement du Jura c'est pourquoi de nombreuses failles s'observent dans la partie sud-ouest du terrain d'étude, ainsi qu'un décrochement important situé sur une ligne entre Saint-Cergue et La Cure.

Du pied du Jura aux rives du Léman, ces mêmes formations lithologiques sont recouvertes de sédiments tertiaires et quaternaires peu affectés par les mouvements tectoniques. Le décrochement de Saint-Cergue – La Cure a toutefois eu un impact local sur ces sédiments, en les déformant dans la région de la source du Montant. Cette déformation a engendré une augmentation de la conductivité hydraulique au niveau du décrochement, ce qui explique la résurgence de la source à cet endroit.

Les dépôts les plus anciens observés sur la zone d'étude sont ceux de l'Argovien, qui affleurent dans le cœur des anticlinaux et ont une épaisseur de 130 m environ. Ils appartiennent au Jurassique supérieur (Malm) et sont composés d'alternance de marnes et de calcaires marneux gris à jaunâtre, de faible épaisseur. Du fait de sa perméabilité hydraulique très faible, ce niveau-là constitue la base de l'aquifère principal (Figure 38). Le Séquanien est une série de 170 à 200 m d'épaisseur, composée de bancs de calcaires spathiques, oolithiques et coralligènes, alternant avec des lits marno-calcaires. Cette formation semi-perméable à perméable constitue un aquifère peu productif. Le Kimmeridgien est épais de 150 à 180 m. Il est constitué de bancs massifs de calcaire oolithiques ou coralligènes à sa base, surmontés de calcaires compacts et marneux. Le Portlandien est formé de calcaires compacts et marneux épais de 130 à 150 m. Avec le Kimmeridgien, il constitue le principal réservoir aquifère de la source du Montant. Le Purbeckien termine la série du Malm avec des formations calcaires à marno-calcaires gris de 30 m d'épaisseur dont la caractéristique semi-perméable fait de lui un aquitard, qui participe de manière importante au drainage vertical des formations du Crétacé sus-jacentes.

Pour ce qui est des formations peu résistantes du Crétacé, elles ne subsistent que dans les cœurs des synclinaux. Le Valanginien, épais de 110 à 160 m, est constitué de calcaires grenus et marno-calcaires surmontés de calcaires roux. Sa perméabilité moyenne fait d'elle une formation aquifère peu productive. Quelques petites sources émergent à son contact avec le Purbeckien sous-jacent, alors qu'une autre partie de l'eau retenue dans cette formation s'écoule verticalement dans l'aquifère du Kimméridgien, par effet de drainance. Le Valanginien est dominé par l'Hauterivien, formé de marnes grises à beiges à sa base, des lits de calcaire spathiques, puis oolithiques jaunes à son sommet. Son épaisseur atteint 70 à 100 m selon les endroits. Sa base marneuse constitue le soubassement de petits aquifères perchés, peu productifs qui, comme ceux du Valanginien, émergent sous forme de source ou sont drainés par les couches sous-jacentes. Le Barrémien clôt la série du Crétacé. Il est principalement constitué de calcaires massifs de l'Urgonien, car l'Albien et le Cénomaniens sont ici très localisés, ne subsistant que sur de petites surfaces.

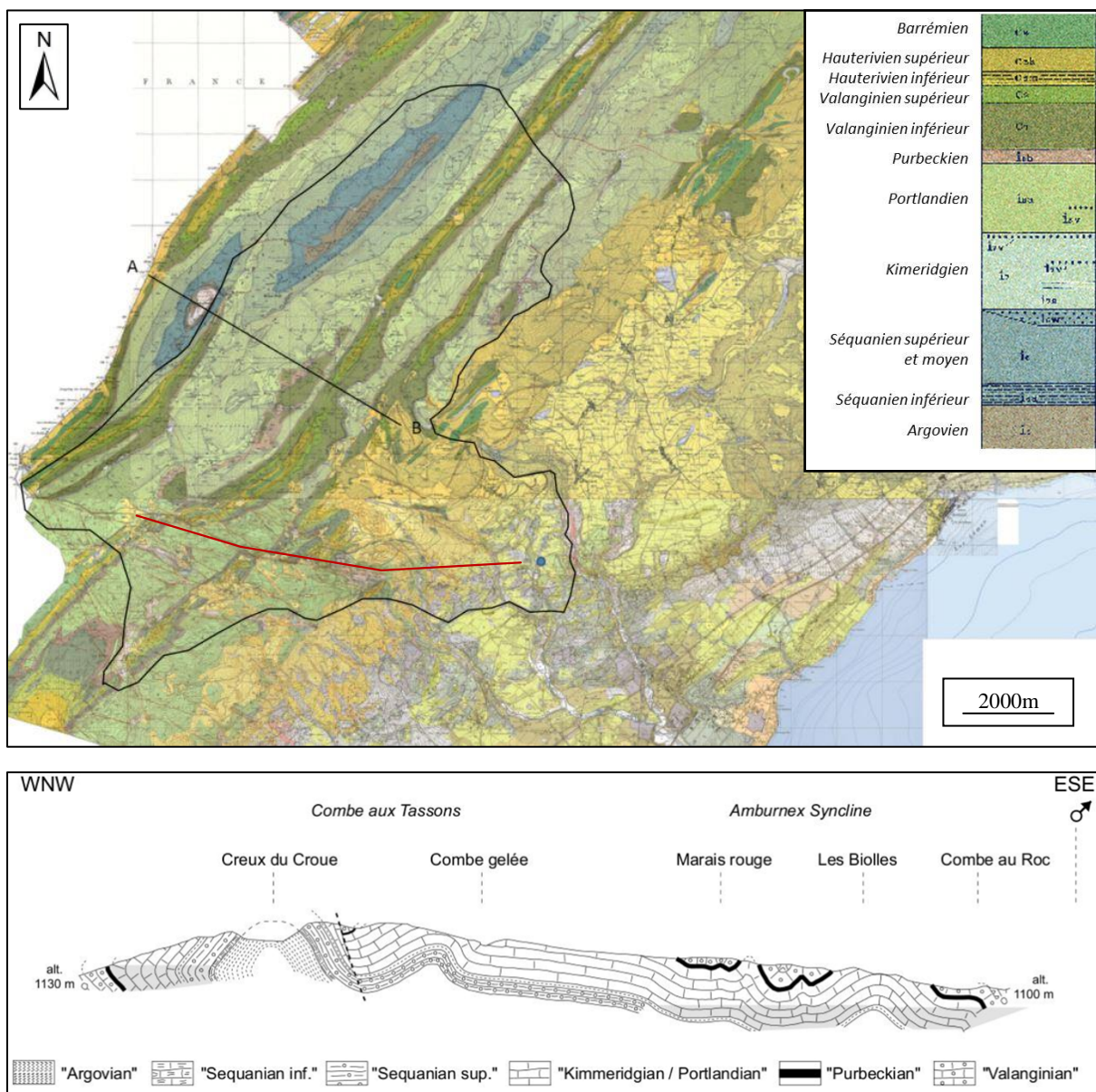


Figure 37: Carte et coupe géologique du terrain d'étude. ● Source du Montant. — Décrochement de Saint-Cergues – La Cure. La légende complète se trouve dans l'annexe XII (Arn et al., 2004).

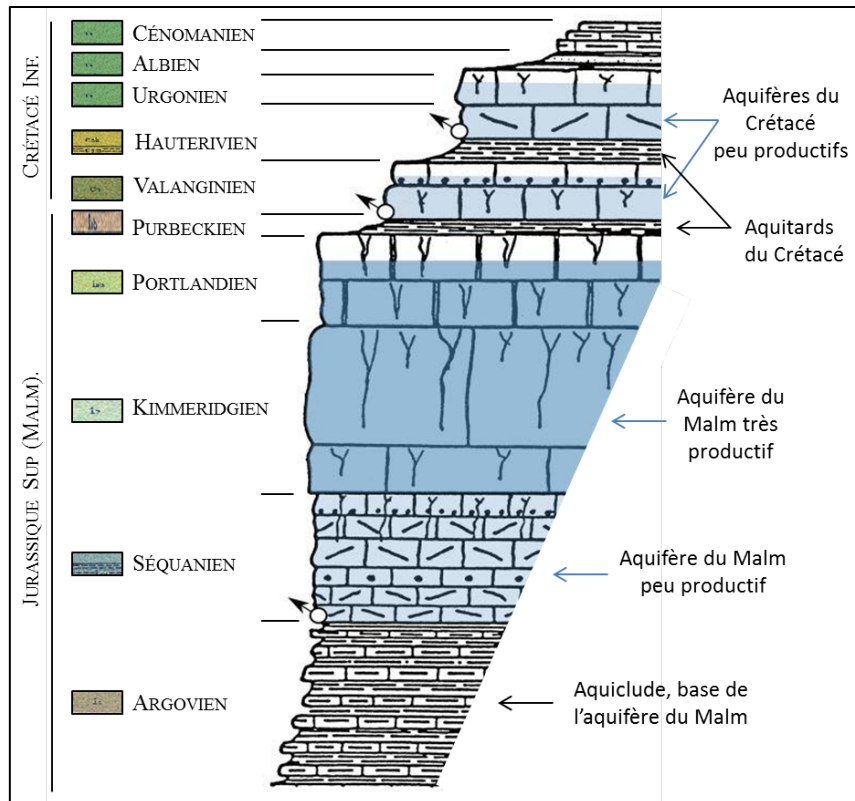


Figure 38: Log stratigraphique et hydrogéologique de la zone du Montant. *Modifié d'après Parriaux 1994.*

Bassin d'alimentation et organisation des écoulements

La délimitation du bassin d'alimentation de la source du Montant s'est faite sur la base des travaux de Parriaux (1994), de Luetscher et Perrin (2001, 2002, 2005 et 2008) et des résultats des essais de traçages antérieurs. Une synthèse de ces travaux a été effectuée dans le cadre d'un travail de master (Moreau, 2013), c'est pourquoi seules les grandes lignes sont reprises ici.

Le bassin d'alimentation de la source du Montant a une surface totale de 85.6 km². Il est divisé en deux zones très différentes en termes d'approvisionnement des eaux souterraines, l'une y participant, et l'autre pas (Figure 39).

La première, appelée zone de recharge, s'étend sur une surface de 69.6 km² sur la partie amont du bassin d'alimentation et correspond aux calcaires du Malm et du Crétacé. Ces formations karstiques, principalement celles du Malm, font office de réservoir principal. Dans cette partie du bassin d'alimentation, les écoulements sont fortement influencés par la tectonique du site. Dans le cœur des synclinaux, ils sont dirigés parallèlement aux axes des structures et y sont acheminés jusqu'aux conduits principaux. Ces derniers se sont développés sur les fractures existantes et sur le décrochement de Saint-Cergue – La Cure. Sur les anticlinaux, l'eau s'infiltré dans l'épikarst pour rejoindre les conduits qui la dirigent rapidement en profondeur au contact de l'Argovien. En période de crue, l'aquifère se met brusquement en charge, les écoulements sont rapides et se font essentiellement dans les conduits principaux. Toutefois, une recharge des conduits secondaires et des micro-fractures se fait durant cette période. En basses eaux, le flot de base est assuré par ces fractures plus petites (Luetscher and Perrin, 2001, 2002, 2005; Moreau, 2013).

La seconde zone, d'une surface de 16 km², est appelée zone de ruissellement et ne participe pas à l'alimentation de la source du Montant. En effet, les formations du mésozoïque y sont dissimulées

sous une épaisse couverture de sédiments quaternaires, principalement des moraines jurassiennes et alpines du Würm. Ces formations très peu perméables confinent l'aquifère et le rendent semi-captif dans un rayon de 3 km environ à l'ouest de la source. Comme le but de la présente étude est de protéger l'ensemble de la ressource, eaux de surface comprises, cette partie a été incluse dans le bassin d'alimentation de la source du Montant, alors même qu'elle n'y participe pas.

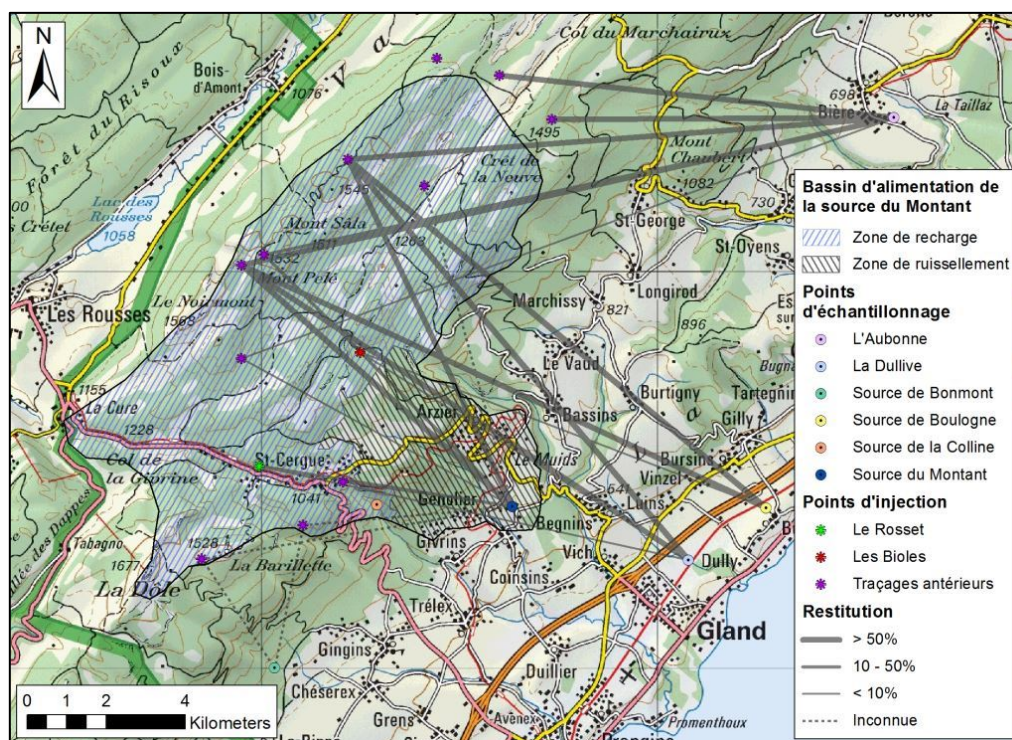


Figure 39: Bassin d'alimentation de la source du Montant délimité d'après la synthèse des essais de traçages existants (Luetscher and Perrin, 2005) et réalisés dans le cadre du travail de master de François Moreau (2012).

Les études de Luetscher et Perrin ont permis d'identifier cinq catégories de sources (Tableau 22 et Figure 40). Les sources principales pérennes comme celle du Montant ou de l'Aubonne possèdent des débits moyens assez importants. Alimentées par l'aquifère du Malm, ce sont des sources karstiques de type carbonatées calciques.

Les sources de trop-plein, comme celle de la Colline, se trouvent à l'amont des sources principales auxquelles elles sont liées mais ne s'activent qu'en période de hautes eaux. Elles peuvent atteindre des débits maximum nettement supérieurs à ceux leur source mère. Les sources de trop plein sont aussi alimentées par l'aquifère du Malm et présentent la même signature chimique que les sources principales. Leur conductivité électrique est un peu inférieure à celle des sources principales en raison d'un temps de séjour plus bref dans l'aquifère. Quant à leur température moyenne, elle reste plus basse en raison de leur altitude plus élevée.

Les sources de niveau de base, telles que Boulogne ou Dullive (liées au Montant), se trouvent à l'aval des sources principales et coulent en permanence. Elles présentent la même signature chimique que leur source mère, mais avec des débits maximaux nettement inférieurs. La conductivité électrique de leur eau est quelque peu supérieure à celle des sources principales en raison d'un temps de parcours plus long dans l'aquifère et leur température moyenne est plus élevée à cause de leur altitude plus basse.

Deux autres types de sources ont été identifiées par Luetscher et Perrin (2005) : les petites sources du Crétacé, situées dans le cœur des synclinaux de la chaîne du Jura et celles du Quaternaire, sises au pied du Jura. Les premières émergent en raison de la présence de petits aquifères perchés au contact d'une couche de marnes valanginiennes. Ces sources ne sont pas actives, sauf en en période de hautes et moyennes eaux, car une partie de l'eau de leur aquifère s'infiltré lentement dans l'aquifère karstique sous-jacent, asséchant leur résurgence en basses eaux. Les sources du Quaternaire jaillissent, pour leur part, en raison de la présence de dépôts fluvio-glaciaires plus perméables que la moraine de fond qu'ils recouvrent. Ces deux derniers types de sources n'étant pas étudiés dans le cadre de cette recherche, le lecteur peut se référer aux travaux des auteurs susmentionnés pour plus d'informations.

Tableau 22 : Caractéristiques des différents types de sources dans la région du Montant. Modifié d'après Luetscher et Perrin 2005.

Source	$Q_{\text{spécifique}}$ m^3/s	Q_{min} m^3/s	Q_{max} m^3/s	Cond. Élé. $\mu\text{S}/\text{cm}$	T_{moy} $^{\circ}\text{C}$	Type
Montant	0.4	0.01	0.8	330	7.2	Principale
Aubonne	2.5	0.2	10	313	6.9	Principale
Colline	0.05	0	2	300	6.8	Trop plein
Boulogne	0.001	0.00025	0.005	380	9.4	Niveau de base
Dullive	0.075	0.05	0.1	370	8.2	Niveau de base
Biblang	0.01	0	n.d.	408	6.2	Crétacé
Veyron	< 0.01	0	n.d.	446	8	Quaternaire

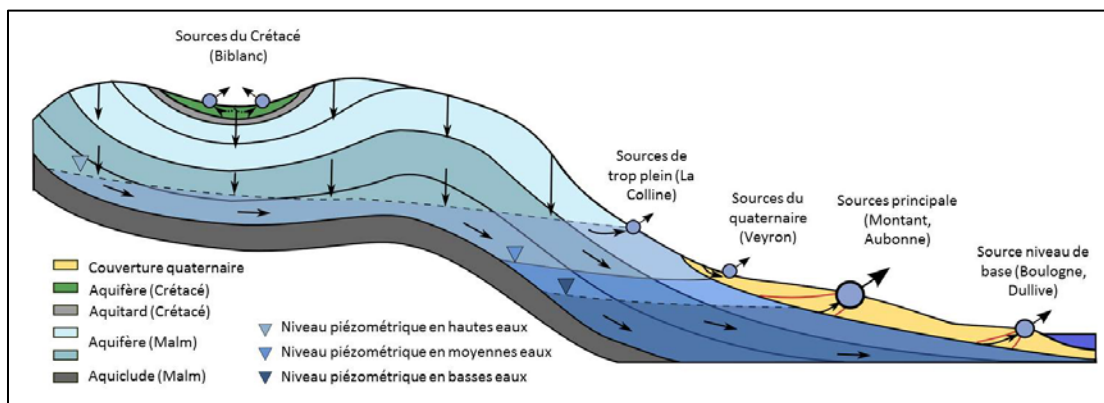


Figure 40: Coupe schématique simplifiée des systèmes d'écoulements au niveau du décrochement de Saint-Cergue – La Cure et de la source du Montant.

Les zones de protection actuelles de la source du Montant (Figure 36) ont été établies par le laboratoire de géologie de l'EPFL (Parriaux, 1994), d'après le document *Instruction pratiques pour la détermination des secteurs de protection des eaux, des zones et des périmètres de protection des eaux souterraines* (OFE, 1977/82). La délimitation s'est faite sur la base de la géologie du site. Les zones S2 correspondent aux zones d'infiltration préférentielles, les zones S3 aux calcaires du Malm, et les zones Au aux calcaires Crétacé et au quaternaire. La zone S1 se limite aux abords immédiats du puits. Cette délimitation ne considère absolument pas la protection de l'aquifère par le sol et la couverture forestière sus-jacente. Avec l'application de la méthode ForSIG sur ce site, une nouvelle délimitation peut être proposée en prenant en compte ces facteurs de protection.

3.4.3. Premiers résultats

Dans un premier temps, la méthode ForSIG a été appliquée sur le bassin d'alimentation de la source du Montant sans l'introduction du facteur de dilution D. Les cartes de vulnérabilité résultante et celles des zones de protection associées sont présentées ici (Figure 41), tandis que les cartes illustrant la délimitation des différents critères de sensibilité se situent dans l'annexe correspondante (Annexe XI).

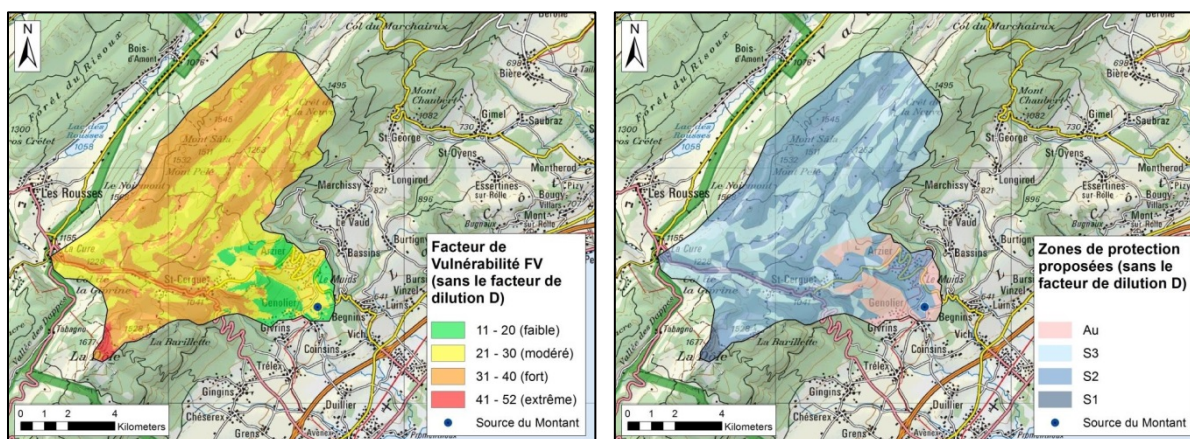


Figure 41: Cartes de vulnérabilité et des zones de protection proposées d'après l'application de la méthode ForSIG sur la source de l'Eperon, sans le facteur de dilution D.

La carte de vulnérabilité obtenue met en évidence une petite zone extrêmement vulnérable au sud-ouest de la zone d'étude, non loin du sommet de la Dôle. Cette surface, retranscrite en zone S1 de protection des eaux souterraines, recouvre 1 % du bassin d'alimentation du Montant (Tableau 23). Sur les cartes de zones de protection existantes (Figure 36), elle ne couvre que 0.5 % car elle se limite aux abords immédiats du captage.

La méthode ForSIG délimite de vastes surfaces fortement vulnérables, correspondant aux zones S2 qui recouvrent 57 % de la zone d'étude. Elles sont réparties de façon éparse sur la zone dite « de recharge » du bassin d'alimentation et recouvrent une partie de la zone dite « de ruissellement » en amont de la source. Les zones S2 de protection qui existent actuellement ne revêtent qu'1 % de la zone d'étude. Elles se situent directement en amont de la source du Montant et d'autres petites sources, comme celle de la Colline.

Les zones S3 modérément vulnérables, engendrées par la méthode ForDISK, se situent principalement sur la zone de recharge. Elles occupent un tiers de la surface totale du bassin d'alimentation, alors que dans les zones de protection existantes, les zones S3 en couvrent deux tiers. Les zones Au, quant à elles, se limitent à la zone de ruissellement et recouvrent 8 % de la surface contre 32 %, pour les zones de protection existantes.

A noter que les zones S2 et S3 recouvrent à elles seules 91 % de la surface avec l'application de la méthode ForSIG, contre 68 % pour les zones de protection existantes.

Tableau 23 : Taux d'occupation des zones de protection sur le bassin d'alimentation de la source du Montant.

ZP	S1	S2	S3	Au
Existantes	0 %	1 %	67 %	32 %
ForSIG	1 %	57 %	34 %	8 %

3.4.4. Première interprétation

D'après la méthode ForSIG, la zone extrêmement vulnérable, située non loin de La Dôle, est délimitée en zone S1 car, à l'exception d'un éloignement suffisant de la source et d'une épaisseur de la zone non saturée assez importante à cet endroit, elle remplit toutes les caractéristiques des zones extrêmement sensibles aux pollutions (Annexe XI). Cette délimitation apparaît cependant inadéquate car l'objectif de la zone S1 est d'« empêcher la pénétration directe de polluant dans le captage et la dégradation ou la destruction des installations » (Brühlmann *et al.*, 2004). Même si pour les terrains karstiques l'extension de la zone S1 peut être étendue aux zones les plus vulnérables du bassin d'alimentation, une telle classification n'a pas de sens. En effet, il est peu probable qu'une pollution ayant lieu dans un tel endroit affecte directement et durablement le captage. Une délimitation de cette surface en zone S2 est donc préférable.

Alors que les zones de protection S2 existantes ne recouvrent qu'1 % du bassin d'alimentation de la source du Montant et qu'elles se limitent aux abords des sources, les zones S2 générées par la méthode ForSIG ne recouvrent pas moins de 57% du bassin d'alimentation (Tableau 23). Ceci s'explique par l'absence de couverture quaternaire, le manque de forêts et de sol sur ces zones. De même, des sols peu profonds et très perméables ainsi qu'une forêt constituée essentiellement de peuplements de résineux équiens contribuent à la forte vulnérabilité de ces zones. Bien que relativement sensibles aux pollutions, ces zones ne peuvent cependant raisonnablement être retranscrites en zones S2 de protection des eaux souterraines. En effet, l'objectif de ces zones est d'empêcher l'arrivée au captage de substances pathogènes ou polluantes en fortes concentrations et d'éviter la modification des systèmes d'écoulements (Brühlmann *et al.*, 2004). Il est en effet peu probable qu'une pollution qui se produirait sur ces zones n'atteigne la source avec des concentrations problématiques. Cette observation a été confirmée par l'essai de traçage décrit dans le chapitre suivant.

Les zones modérément vulnérables, retranscrites en S3 par la méthode ForSIG, recouvrent un tiers du bassin d'alimentation, contre deux tiers pour les zones S3 existantes. Ces chiffres portent à croire que l'objectif de l'étude qui était de limiter l'étendue des zones S3 sur ce site est rempli, alors que ce n'est pas le cas. En réalité, une grande partie des zones S3 existantes se retrouvent classées en S2 en appliquant la méthode ForSIG, ce qui va totalement à l'encontre du résultat escompté. Ces zones ont en effet les mêmes caractéristiques environnementales que les zones S2, mais la pente y est plus faible et le sol plus profond. Ces zones correspondent aussi aux endroits sur lesquels le Crétacé a subsisté.

Les zones ayant un degré de vulnérabilité faible, analogues au secteur Au de protection des eaux d'après la méthode ForSIG, recouvrent 8 % de la zone d'étude, contre 32 % dans la situation actuelle. Ces zones sont protégées par une épaisse couverture quaternaire, un sol profond, l'absence de zone d'infiltration préférentielle et par la présence de forêts mixtes et de forêts de feuillus, constituées de peuplements étagés. Il semble peu probable qu'une pollution qui se produirait sur ces zones n'atteigne la source du Montant et la contamine. Cette remarque est corroborée par les résultats des essais de traçages présentés dans l'étude du GEOLEP (Parriaux, 1994) qui ne montrent aucune alimentation de la source du Montant par les zones recouvertes de moraine.

A ce stade de l'étude, cette première application de la méthode ForSIG sur le bassin d'alimentation de la source du Montant ne donne ainsi pas des résultats satisfaisants. En effet, même si la hiérarchisation de la vulnérabilité des zones fait sens si on les compare les unes aux autres, leur retranscription en zones de protection est inadéquate. En effet, elle génère des zones S2 et S3 beaucoup trop importantes. Afin d'identifier les raisons de ce dysfonctionnement, un essai de multi-traçages a été réalisé dans le but de simuler l'impact réel qu'aurait une éventuelle pollution sur le bassin d'alimentation de la source du Montant.

3.4.5. Validation des cartes de vulnérabilité par essai de multi-traçages

Les zones de protection obtenues par l'application de la méthode ForSIG sur la source du Montant ne sont pas satisfaisantes, car son objectif est de limiter l'étendue des zones de protection S3 pour faciliter le travail des forestiers. Et au lieu cela, de vastes zones de protection S2 sont générées.

Dans le but d'identifier les problèmes de la méthode et de l'améliorer, un essai de multi-traçages a été réalisé sur le bassin d'alimentation de la source du Montant. Le principe de cette méthode consiste à injecter deux traceurs simultanément dans le système. Ainsi, les points d'injection et leurs caractéristiques environnementales varient, mais les conditions météorologiques et hydrologiques restent identiques pour les deux cas. Les effets de deux pollutions simulées par les traceurs peuvent ainsi être évalués et en fonction de ces résultats, la méthode ForSIG le cas échéant perfectionnée.

Cet essai de multi-traçages ayant été réalisé dans le cadre d'un travail de master (Moreau, 2013), seules les informations principales sont reprises dans les lignes suivantes. Pour plus d'information, le lecteur peut se référer au travail susmentionné.

3.4.5.1. Mise en œuvre

Le 25 avril 2012 à 16 h 15, 3 kg d'uranine ont été injectés à la surface du sol dans une doline, en aval du lieu-dit Le Rosset, coordonnées géographiques (CH 1903 / LV03): 499'939 145'136. Ce point se trouve à 6.87 km de la source du Montant à vol d'oiseau. Il se situe dans une forêt de résineux d'âge équien (Figure 42). Le traceur a été poussé dans le système avec 6 m³ d'eau.

Une heure après, soit à 17 h 15, 4.9 kg d'éosine ont été injectés dans une zone de lapiaz au lieu-dit les Bioles à 5.74 km à vol d'oiseau de la source du Montant, coordonnées géographiques (CH 1903 / LV03): 502'497 148'003. Là aussi, 6 m³ d'eau ont été utilisés pour pousser le traceur dans le système et lui permettre d'atteindre rapidement la zone saturée de l'aquifère. Quelques résineux se trouvent sur la zone (Figure 42).



Figure 42: Points d'injection des traceurs : à gauche, injection de l'uranine au Rosset, à droite injection de l'éosine aux Bioles.

Les points d'échantillonnage de cet essai de traçage étaient au nombre de six. Il s'agit des sources du Montant, de Boulogne, de Dullive, de Bonmont, de la Colline et de l'Aubonne. L'ensemble de ces sources et les relations qu'elles entretiennent avec la source du Montant sont décrites dans le contexte géologique et hydrogéologique de cette étude. Des fluocapteurs ont été placés dans chacun des points d'échantillonnage. Des échantillons manuels ont été pris à raison d'une à deux fois par jour dans toutes les sources.

3.4.5.2. Résultats

Les résultats présentés ici ont été calculés sur la base des données récoltées par Moreau (2013). Les valeurs ne sont pas exactement les mêmes que dans l'étude mentionnée, car elles ont été réinterprétées.

Que ce soit par échantillonnage manuel ou à l'aide des fluocapteurs, aucun traceur n'a été détecté dans les sources de l'Aubonne, de la Colline et de Bonmont. A la source du Montant par contre, les deux traceurs sont réapparus alors que seule l'éosine s'est retrouvée de manière significative aux sources de Boulogne et de la Dullive. Des traces d'uranine ont été toutefois retrouvées dans la source de Boulogne.

Les données pluviométriques ont été obtenues sur Climap.net à la station de mesure « La Dôle » (8280) du 21 avril au 17 mai 2012. Il a plu 45.3 mm dans les quatre jours précédant l'essai de multi-traçages, avec un maximum de précipitations de 22.3 mm le 24 avril. Puis il n'a plus plu du 25 au 29 avril. Les précipitations ont repris le 30 avril jusqu'au 9 mai, période à laquelle il a plu entre 2 et 15 mm tous les jours à l'exception des 3 et 7 mai. Du 10 au 14 mai il n'a plu que 2 mm le 12. Il est encore tombé entre 5 et 6 mm/j les 15 et 16 mai et les pluies ont cessé le 17 mai.

Tout au long de la période d'étude, les débits des sources sont assez stables, augmentant légèrement avec le temps, passant pour la source du Montant de 745 l/s au début de la période de mesures à 898 l/s à la fin. Le débit de la Dullive a été mesuré à 65 l/s tout au long de la phase de mesures, alors que celui de Boulogne s'est vu diminuer régulièrement de 3.13 à 1.97 l/s.

Le premier traceur détecté est l'uranine qui apparaît à la source du Montant le 26 avril à 19 h 30 à des concentrations légèrement inférieures à 4 ppb (Figure 43). Son pic de concentration intervient le 27 avril à 9 h 30, à 10.69 ppb. Puis, à partir de ce moment-là, les concentrations diminuent autour de 4 ppb les 27, 28 et 29 avril, pour atteindre 1 ppb le 30. Elles diminuent encore jusqu'au 1^{er} mai à 18 h 50, date à laquelle l'uranine n'est plus détectée du tout dans cette source. La restitution totale de l'uranine est estimée à 29 % (Tableau 24).

Le 28 avril à 13 h 15, les premières traces d'éosine sont détectées dans la source de Boulogne avec des concentrations de 0.08 ppb. Le 29 avril à 14 h 33, l'éosine arrive à la Dullive avec une concentration de 0.33 ppb. Une vingtaine de minutes plus tard, à 14 h 55, elle atteint la source du Montant à 14 h 55 avec une concentration de 1.78 ppb. A la source de Boulogne, les concentrations augmentent assez régulièrement jusqu'à atteindre leur pic de 0.66 ppb le 1^{er} mai à 9 h 15, pour chuter le même jour à 18 h 15 à 0.36 ppb. Ensuite, elles diminuent jusqu'à des valeurs oscillant autour de 0.2 ppb le 3 mai à 20 h 15 et ce, jusqu'à la fin de la période de mesures. L'évolution des concentrations à la source de la Dullive suit à peu près la même tendance, avec une différence pour le pic de concentration qui intervient le 30 avril à 10 h 25, soit environ 24 heures avant la source de Boulogne. Pour la source du Montant, le pic de concentration correspond à la première détection et la courbe de restitution montre une diminution régulières jusqu'au 5 mai à 15 h 36. Tout comme pour Boulogne et Dullive, une légère concentration d'éosine de l'ordre de 0.2 ppb persiste dans l'eau de la source jusqu'à la fin des mesures.

Le cheminement le plus rapide a lieu entre le Rosset et le Montant, avec des vitesses maximales de $7 \cdot 10^{-2}$ m/s, dominantes de $4.63 \cdot 10^{-2}$ m/s et minimales de $1.3 \cdot 10^{-2}$ m/s (Tableau 24). Comme l'uranine n'est retrouvée que sous forme de traces à Boulogne, aucune vitesse ne peut y être calculée.

Depuis les Bioles, l'éosine arrive presque simultanément dans chaque source. Les vitesses maximales sont comprises entre 3.9^{-2} m/s et 2.34^{-2} m/s, les vitesses dominantes entre $1.7 \cdot 10^{-2}$ m/s et $2.05 \cdot 10^{-2}$ m/s et les vitesses minimales ne peuvent pas être formellement établies car du traceur arrive encore lors de la prise des derniers échantillons. Toutefois, elles sont inférieures à $3.55 \cdot 10^{-3}$ m/s pour le Montant, et à $5.88 \cdot 10^{-3}$ m/s et $5.57 \cdot 10^{-3}$ m/s pour Boulogne et Dullive respectivement.

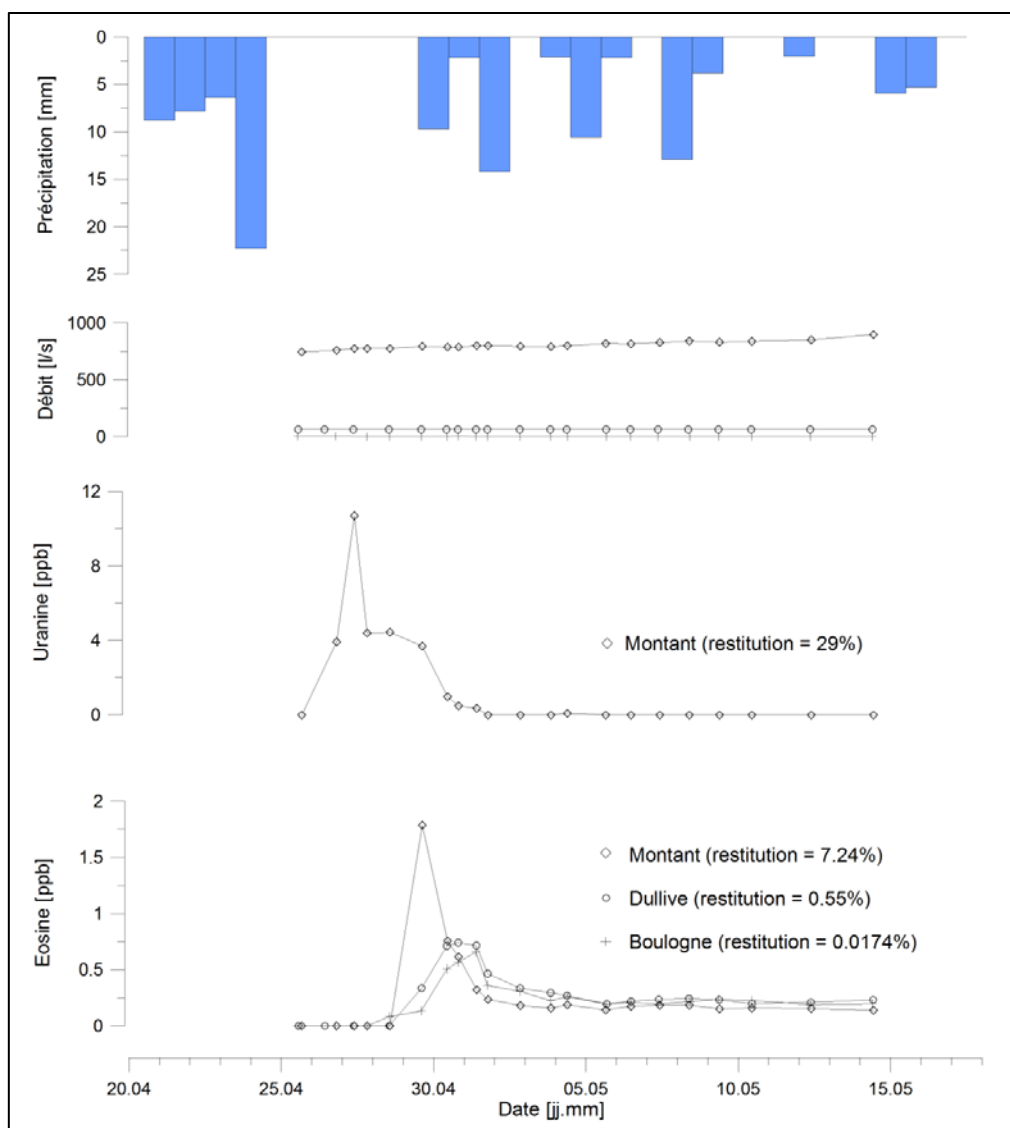


Figure 43: Courbe de restitution des traceurs, débits et pluviométrie.

Tableau 24 : Vitesses de transit et restitutions de l'essai de multi-traçages d'avril – mai 2012.

Uranine: point d'injection "Le Rosset"

	Distance au point d'injection (km)	Débit moyen (l/s)	Vitesse maximale (m/s)	Vitesse dominante (m/s)	Vitesse minimale (m/s)	Restitution (%)
Montant	6.5	806	$7 \cdot 10^{-02}$	$4.63 \cdot 10^{-02}$	$1.3 \cdot 10^{-02}$	29
Boulogne	11.5	2.49	non détecté	non détecté	non détecté	non détecté
Dullive	11	65	non déterminée	non déterminée	non déterminée	traces

Eosine: point d'injection "Les Bioles"

	Distance au point d'injection (km)	Débit moyen (l/s)	Vitesse maximale (m/s)	Vitesse dominante (m/s)	Vitesse minimale (m/s)	Restitution (%)
Montant	5.3	806	$2.34 \cdot 10^{-02}$	$1.7 \cdot 10^{-02}$	$< 3.55 \cdot 10^{-03}$	7.2394
Boulogne	9.5	2.49	$3.90 \cdot 10^{-02}$	$1.94 \cdot 10^{-02}$	$< 5.88 \cdot 10^{-03}$	0.0174
Dullive	9	65	$2.68 \cdot 10^{-02}$	$2.05 \cdot 10^{-02}$	$< 5.57 \cdot 10^{-03}$	0.5537

3.4.5.3. Interprétation

L'essai de multi-traçages de 2012 permet de faire plusieurs observations. Premièrement, des chemins d'écoulements ont pu être identifiés entre Le Rosset et la source du Montant (Figure 44). Comme l'uranine n'a été retrouvée que sous forme de traces dans la Dullive, une liaison avec le Rosset est aussi envisagée mais elle semble très ténue. La restitution d'uranine à la source du Montant est de l'ordre de 29 %, ce qui signifie qu'un peu moins d'un tiers de la substance déversée dans l'environnement se retrouve à la source. Les vitesses de transit comprises entre $1.3 \cdot 10^{-2}$ m/s et $7 \cdot 10^{-2}$ m/s sont assez rapides, mais pas surprenantes compte tenu du caractère karstique de l'aquifère. Toutefois, les concentrations sont minimales, atteignant un maximum de 10.69 ppb à la source du Montant. Ces faibles concentrations témoignent d'un facteur de dilution de l'aquifère important dû aux débits élevés de la source du Montant.

Des liaisons hydrologiques ont aussi été identifiées entre les Bioles et les sources du Montant, de Boulogne et de la Dullive. Les restitutions sont assez faibles, avec des valeurs de 7.24 % pour le Montant et moins de 1 % pour Boulogne et la Dullive ce qui signifie que moins de 10 % de la substance déversée aux Bioles a été retrouvé. Les vitesses de transit assez élevées varient au maximum entre $2 \cdot 10^{-2}$ m/s et $4 \cdot 10^{-2}$ m/s ; celles des flux dominantes sont comprises entre $1.7 \cdot 10^{-2}$ m/s et $2.05 \cdot 10^{-2}$ m/s. Les vitesses minimales sont estimées à moins de $3.55 \cdot 10^{-3}$ m/s et $5.88 \cdot 10^{-3}$ m/s. Bien que ces temps de transit soient assez élevés, les concentrations mesurées aux sources ne dépassent jamais les 2 ppb, ce qui est minime. Les concentrations minimales restent stables durant la fin de la période et ne redescendent jamais jusqu'à 0, ce qui suppose la présence d'une grande zone noyée qui récolte les eaux s'infiltrant aux Bioles et les redistribue aux sources. De telles observations corroborent celles faites dans les études précédentes (Parriaux, 1994; Luetscher and Perrin, 2001, 2002, 2005).

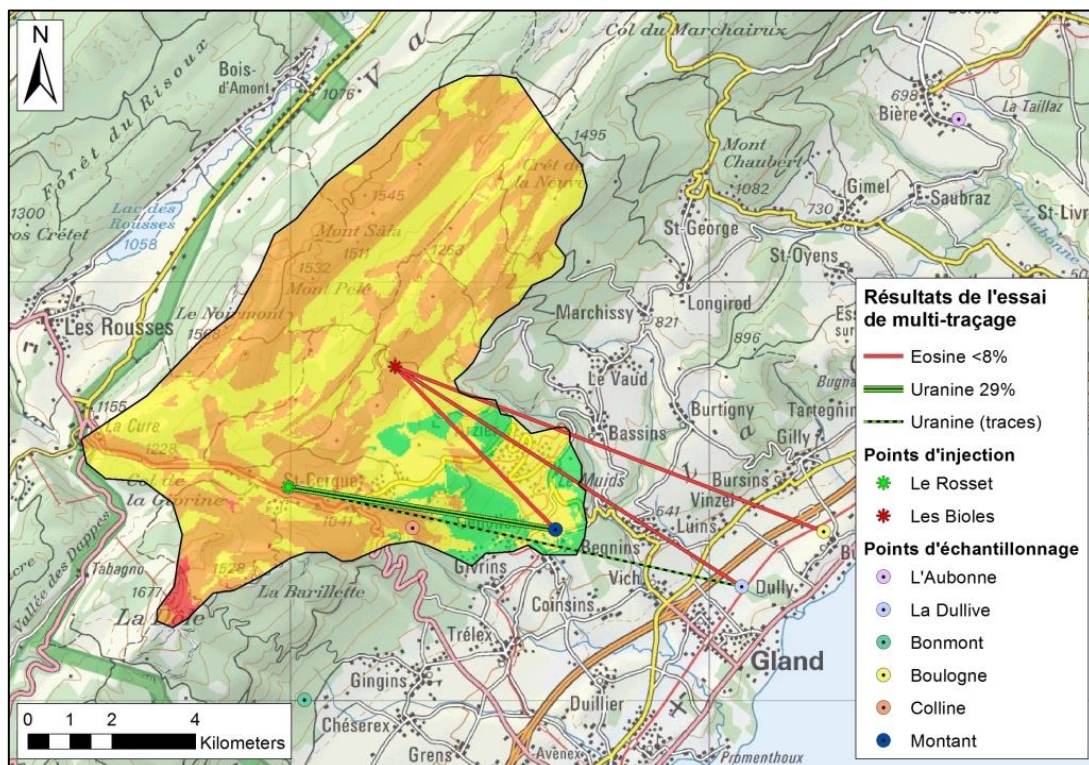


Figure 44 : Vulnérabilité du Montant selon la méthode ForSIG non modifiée et liaisons hydrologiques mises en évidence par l'essai de multi-traçages de 2012. La légende de la carte de vulnérabilité se trouve dans la figure 40.

3.4.5.4. Discussion

D'après la carte obtenue en appliquant une première fois la méthode ForSIG, les points d'injection des traceurs se trouvent tous deux sur des zones fortement vulnérables (Figure 44), retranscrites en zones S2 de vulnérabilité des eaux souterraines. Les résultats présentés ci-dessus ouvrent une discussion quant à la vulnérabilité effective de ces zones.

Premièrement, rappelons que l'objectif de l'essai de multi-traçages de 2012 était de simuler le comportement de deux substances polluantes dans le système et d'en évaluer les impacts sur la qualité de l'eau des sources, principalement celle du Montant. D'après leurs propriétés, ces substances se dissolvent totalement dans l'eau et ne se dégradent pas ou peu durant leur parcours dans le système, il s'agit donc de traceurs dits conservatifs. Mentionnons aussi les conditions hydrologiques dans lesquelles a été réalisée l'expérience. La période au cours de laquelle l'essai de traçage a été effectué succède à la fonte des neiges et à une période de précipitations assez importante durant laquelle 45.3 mm sont tombés en quatre jours (dont 22.3 mm le dernier jour). Ensuite, des épisodes pluvieux de 2 à 15 mm/j ont régulièrement alimenté le système quelques jours après l'injection. En termes de transfert de substances polluantes, les conditions hydrologiques étaient donc moyennement défavorables.

Pour la source du Montant, les restitutions élevées d'uranine et les vitesses de transit rapides attestent de la forte vulnérabilité de la zone du Rosset. Ces résultats reflètent le caractère karstique de l'aquifère ainsi que les conditions hydrologiques moyennement défavorables qui ont prévalu durant l'essai. Toutefois, les concentrations mesurées sont faibles, de l'ordre de 12ppb. D'après les valeurs indicatives pour la qualité des eaux souterraines déterminées dans l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 1998), seuls les éléments traces et les substances dites « organiques naturelles et de synthèse » peuvent poser problème à de telles concentrations. Concernant les constituants dits principaux et secondaires (Brühlmann *et al.*, 2004) seul le cyanure s'approche de cette valeur car il pose problème à partir de 25 ppb. Sur ce site, 3 kg d'uranine ont été déversés et poussés dans le système par l'ajout de 6 m³ d'eau sur une surface d'1.5 m² environ. L'injection a duré 30 minutes, ce qui signifie que la quantité d'eau utilisée pour entraîner le traceur correspond à une précipitation d'intensité de 133 mm/min, ce qui est énorme. En effet, l'intensité de précipitations maximales jamais mesurée en Suisse est de 33.6 mm en dix minutes à Locarno-Monti (TI) (www.meteosuisse.ch). Dans des conditions normales, la substance ne serait entrée que beaucoup plus lentement dans le système. D'après les résultats de l'essai de multi-traçages et en considérant l'objectif des zones S2, qui est d'empêcher l'arrivée au captage de substances pathogènes et/ou polluantes en fortes concentrations, il est donc incompréhensible que la zone du Rosset soit classifiée en zone S2 de protection des eaux souterraines.

La même réflexion peut être faite pour la zone des Bioles. Sur ce site, 5 kg d'éosine ont été injectés à l'aide de 6 m³ d'eau sur une surface à peu près identique à celle du Rosset. Les conditions d'injection étaient donc les mêmes, c'est-à-dire improbables en termes d'infiltration. Dans le cas des Bioles, les restitutions, les concentrations et les vitesses de transit sont encore plus faibles que dans le cas du Rosset, ce qui signifie que la zone est d'autant moins vulnérable. Là aussi, un classement en S2 n'a pas de sens et cette zone pourrait parfaitement être classée en S3.

Cet essai de multi-traçages a donc relevé l'une des principales faiblesses de la méthode ForSIG, à savoir celle de ne pas tenir compte de la dilution des substances polluantes dans l'aquifère. En effet, cette dilution dépend du volume d'eau contenu dans l'aquifère qui découle de sa géométrie, de son coefficient d'emmagasinement et des conditions climatiques de la zone d'étude. Aussi, pour améliorer la méthode ForSIG, l'introduction d'un facteur de dilution D de l'aquifère s'impose. Les détails concernant la détermination et l'utilisation de ce facteur de dilution D se trouvent dans le chapitre 3.2.5. de cette partie.

3.4.6. Introduction du facteur de dilution D et nouveaux résultats

Etant donné les résultats de l'essai de multi-traçages, la méthode ForSIG a été adaptée en introduisant le facteur de dilution, et les cartes de vulnérabilité et des zones de protection associées ont été refaites (Figure 45).

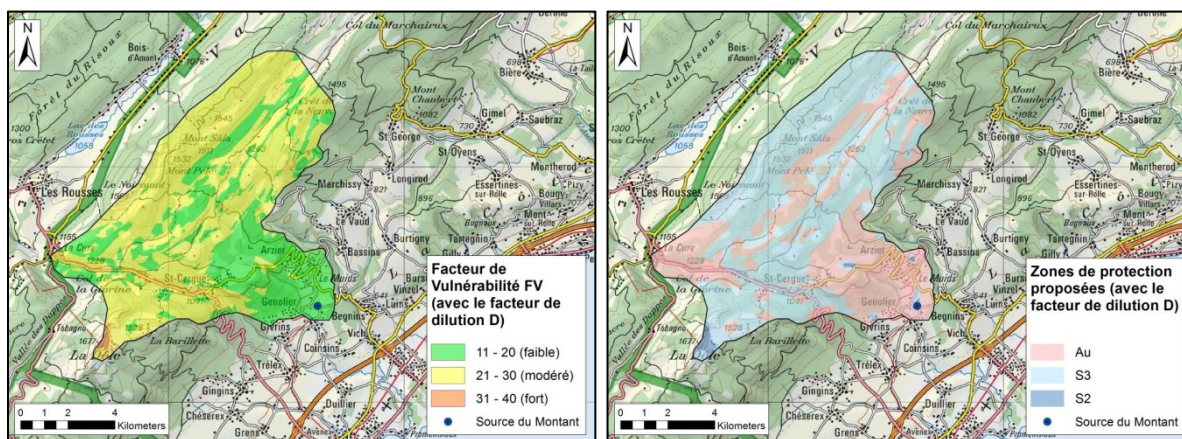


Figure 45: Cartes de vulnérabilité et des zones de protection proposées d'après l'application de la méthode ForSIG sur la source de l'Eperon, avec le facteur de dilution D.

De manière générale, l'introduction du facteur de Dilution D a eu pour effet de diminuer la vulnérabilité des zones d'un degré, passant du degré 2 au degré 3. La zone extrêmement vulnérable retranscrite en zone S1 selon la première application de la méthode apparaît en zone fortement vulnérable et peut être retranscrite en S2. Dès lors, les zones S2 n'occupent plus qu'1 % du bassin d'alimentation, contre 57 % pour la première application de la méthode (Tableau 25).

La majorité du bassin d'alimentation, soit 58 % de sa surface a été identifiée comme modérément vulnérable et se retrouve en zone S3. Cette surface est de 67 % dans les zones de protection existantes, et 34 % dans la méthode ForSIG sans facteur de dilution.

Le secteur Au, correspondant aux zones faiblement vulnérables, s'étend maintenant sur 41 % du bassin d'alimentation du Montant, contre 32 % dans les zones de protection existantes et 8 % dans les cartes obtenues avec la méthode ForSIG sans facteur de dilution. Avec l'introduction du facteur de dilution, toutes les zones classées en S3 ne sont cependant pas passées en secteur Au et l'introduction du facteur de dilution n'a pas affecté le degré de vulnérabilité global de l'ensemble du bassin d'alimentation.

Tableau 25 : Taux d'occupation de la surface des zones de protection sur bassin d'alimentation de la source du Montant d'après les différentes méthodes.

ZP	S1	S2	S3	Au
Existantes	0 %	1 %	67 %	32 %
ForSIG sans D	1 %	57 %	34 %	8 %
ForSIG avec D	0 %	1 %	58 %	41 %

3.4.7. Nouvelle interprétation

L'introduction du facteur de dilution D a eu pour effet de rétrograder la majorité des zones fortement vulnérables en zones modérément vulnérables. Il en est de même pour une grande partie des zones modérément vulnérables, qui sont maintenant identifiées comme l'étant faiblement.

Avec cette nouvelle approche, les zones S1 se limitent maintenant aux abords immédiats des captages des sources ce qui permet à ces zones d'assurer leur fonction principale, qui est d'empêcher l'arrivée directe de substances polluantes au captage. De même, les zones S2 délimitées vers La Dôle et en amont des sources secondaires permettent d'éviter l'arrivée aux captages de pollutions en fortes concentrations. Ces zones ne recouvrent maintenant plus qu'1 % du bassin d'alimentation, alors qu'avant l'introduction du facteur de dilution, elle en recouvrait 57 %.

Les zones S3 ont perdu 9 % de leur surface au profit des zones Au, par rapport aux zones de protection existantes. Bien que ce gain soit limité, il offre non seulement aux forestiers davantage de places d'entreposage pour des grumes, mais également une meilleure répartition de ces sites d'entreposage sur l'ensemble du bassin d'alimentation. L'objectif de cette étude visant une limitation de l'étendue des zones S3 au profit d'une augmentation des zones Au est donc globalement atteint.

3.4.8. Discussion

L'étude de cas du Montant a permis une nette amélioration de la méthode ForSIG. Sa première application a montré que, bien que tenant compte des aspects pédologiques et forestiers du site, cette méthode ne permettait pas de limiter l'étendue des zones de protection S3. Au contraire, elle augmentait la surface des zones S2, rendant le site problématique en termes de gestion forestière.

L'essai de multi-traçages d'avril – mai 2012 a permis d'identifier le problème de la méthode ForSIG, qui ne tenait alors compte que des paramètres environnementaux du site d'étude, mais pas de la capacité de l'aquifère à diluer les substances polluantes. Les vitesses de transit et les taux de restitution obtenus durant cet essai ont montré que les critères de sensibilité utilisés dans la méthode ForSIG étaient cohérents. Le traceur est en effet réapparu rapidement à la source en grande quantité. Par contre, les concentrations étaient très faibles, ne dépassant pas les valeurs indicatives maximales requises pour garantir la potabilité de l'eau en ce qui concerne les composants principaux et secondaires (Brühlmann *et al.*, 2004). Mais par ailleurs, si une substance organique naturelle et de synthèse ou des éléments traces étaient introduits dans le système de la même manière et dans les mêmes conditions que les traceurs, l'eau de la source du Montant serait jugée non potable. Et ce jusqu'à ce que les concentrations diminuent pour atteindre des seuils tolérables. Toutefois, il faut garder à l'esprit que la pollution simulée dans cet essai de traçage était de type conservative, c'est à dire qu'elle était totalement dissoute dans l'eau et n'était que très peu sujette à des phénomènes de sorption ou de dégradation biologique ou chimique. La plupart des substances organiques et naturelles de synthèse, de même que les éléments traces, sont sujets à une telle dégradation. Leur comportement dans le système ne peut donc raisonnablement pas être comparé avec celui des traceurs utilisés. Afin d'évaluer précisément l'impact d'une pollution par ces substances, il faudrait donc réaliser un nouvel essai de traçage en utilisant des substances qui ont des propriétés comparables en termes de dégradation.

L'introduction du facteur de dilution D à la méthode ForSIG donne des résultats satisfaisants. L'étendue des zones de protection S3 a ainsi pu être réduite de 9 %, offrant aux forestiers la possibilité d'entreposer et de traiter leurs bois sur de plus grandes surfaces, mieux réparties sur le bassin d'alimentation de la source du Montant. Par contre, comme toute méthode de vulnérabilité, les

résultats obtenus ne doivent pas être considérés comme fiables à 100 %. Pour que les résultats soient plus fiables, il faudrait tester chaque zone au moyen d'essais de traçage et ce en utilisant des traceurs ayant des propriétés correspondant à chaque type de pollution possible. L'ajout du facteur de dilution D améliore notablement la méthode ForSIG. Les résultats des essais de traçages antécédents, synthétisés dans les études de Luetscher et Perrin (2001, 2002, 2005 et 2008), confirment ceux obtenus par les essais de traçages effectués dans cette recherche : les concentrations de traceurs restitués ne dépassent jamais les 10 ppb (=10 µg/l), indépendamment des quantités injectées. Peu de substances courantes sont susceptibles de polluer les eaux souterraines à de telles concentrations (Brühlmann *et al.*, 2004).

3.5. DISCUSSION GÉNÉRALE SUR LA MÉTHODE FORSIG ET SA MISE EN APPLICATION

L'application de la méthode ForSIG sur la source de l'Eperon a permis de comparer cette nouvelle approche avec les méthodes traditionnelles. Elle a prouvé son efficacité en identifiant la vulnérabilité de la zone de l'accident de camion, objectif que les autres méthodes ont elles aussi atteint. Par contre, la méthode ForSIG apparaît plus réaliste que les méthodes EPIK et DRASTIC lorsqu'il s'agit de proposer des zones de protection des eaux souterraines en contexte forestier. En effet, la méthode EPIK tend à les sur-dimensionner, alors que la méthode DRASTIC les sous-dimensionne.

L'étude de cas de la source du Montant a permis d'identifier un problème important de la méthode ForSIG. Ce problème est lié à la capacité de dilution de l'aquifère qui n'était alors pas considérée. L'essai de multi-traçages de 2012 a mis en évidence cette défaillance et la méthode a pu être améliorée. Les cartes de vulnérabilité obtenues après l'introduction du facteur de dilution D sont plus en phase avec la vulnérabilité réelle du site et une diminution de 9 % de la surface des zones de protection S2 a pu être proposée.

La méthode ForSIG est une méthode semi-quantitative qui permet d'identifier des zones plus vulnérables que d'autres. Même si elle requiert une connaissance approfondie des caractéristiques environnementales des terrains étudiés et des propriétés hydrodynamiques des aquifères, cette méthode ne remplace en aucun cas une étude hydrogéologique approfondie.

La méthode ForSIG est utile pour définir les modes de gestion et d'exploitation forestière, en considérant les caractéristiques environnementales de chaque parcelle. Elle permet d'identifier les endroits propices à la création de routes et de dessertes et ceux qui ne le sont pas en raison d'un degré de vulnérabilité trop important. Lorsque des routes sont déjà présentes sur un site, cette méthode permet de savoir dans quelle mesure il faut intervenir en cas d'accident. Comme le cas de la source de l'Eperon le prouve, les accidents ne peuvent pas être évités. Néanmoins, une étude de vulnérabilité approfondie sur ce site aurait permis d'empêcher la pollution du réseau d'approvisionnement en eau de la ville de Neuchâtel. En effet, si la vulnérabilité de cette zone avait été identifiée, la source de l'Eperon aurait pu immédiatement être détournée du réseau, lequel aurait ainsi été épargné. Ce cas illustre l'importance des méthodes de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines. Car même si elles ne sont pas quantitatives et qu'elles sont développées de façon subjective, elles permettent d'identifier les zones les plus sensibles d'un site et d'intervenir en cas d'accident.

4. MÉTHODE « FORDISK » POUR L'ESTIMATION PONCTUELLE DE LA VULNÉRABILITÉ DES EAUX SOUTERRAINES EN MILIEU FORESTIER

La méthode ForSIG décrite dans les paragraphes précédents permet l'estimation et la cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines à l'échelle régionale. Son but est de proposer une délimitation des zones de protection en fonction de la vulnérabilité des bassins d'alimentation des aquifères, puis de proposer des recommandations liées à l'utilisation de ces zones. Cette approche requiert une étude hydrogéologique poussée des zones à analyser. De plus, les critères de sensibilité doivent chacun être cartographiés, ce qui nécessite une investigation approfondie et rend la méthode assez longue à mettre en œuvre. La méthode ForDISK, approche simplifiée de la méthode ForSIG, permet une estimation simple et rapide de la vulnérabilité des aquifères en forêt. Elle ne vise pas l'établissement de cartes ou de zones de protection des eaux souterraines comme la méthode ForSIG. Son objectif est de donner une idée de la vulnérabilité des parcelles forestières pour orienter la sylviculture et éviter toute pollution des nappes sous-jacentes.

Les cas dans lesquels l'application de la méthode est conseillée sont d'abord présentés. Puis, les différents critères sont exposés et la façon de procéder pour les mesurer sur le terrain est brièvement développée. Ensuite, la manière de calculer le Facteur de Vulnérabilité FV est expliquée. Finalement, une étude de cas est présentée qui permet d'évaluer la pertinence et la fiabilité de la méthode, et d'en donner les limites.

4.1. DOMAINE D'APPLICATION

Lors des réunions scientifiques du projet Alpeau, il est clairement apparu que les forestiers ont à cœur de ne pas nuire à la qualité des eaux souterraines par le biais de leurs activités. Pourtant, cela peut arriver lorsque la vulnérabilité des parcelles forestières n'est pas connue et qu'un accident s'y produit (Bligny *et al.*, 2012). En dehors des cartes existantes, il n'existe actuellement pas de moyen d'évaluer rapidement et simplement la vulnérabilité des aquifères sous les forêts. De plus, ces cartes couvrent souvent de vastes surfaces et leur résolution est mauvaise. La méthode ForDISK propose de combler ce manque. Cette méthode ne s'applique cependant que lorsqu'aucune zone de protection n'existe et qu'aucune étude n'est prévue à ce sujet. Si des moyens sont mis à disposition pour une telle étude, c'est prioritairement la méthode ForSIG qui doit être utilisée. Par ailleurs, il faut bien préciser que la méthode ForDISK ne vise à protéger que la source et non la ressource dans sa globalité.

L'application de la méthode ForDISK implique la connaissance préalable de la nature du lien entre la zone d'intervention et le captage à protéger (Figure 46). Pour se faire, l'exploitant forestier doit répondre aux questions suivantes:

- la zone d'intervention se situe-t-elle dans l'aire d'alimentation d'un captage? Si la réponse est oui, il faut répondre à la question d'après pour savoir si la méthode ForDISK peut être appliquée. Si la réponse est non, la zone peut être exploitée selon la légalité en cours (LEaux, 1991; LFo, 1991) et les recommandations d'usage (Marty, 2011; Bligny *et al.*, 2012) ;
- la zone d'intervention est-elle située dans une zone de protection d'un ou plusieurs captages d'eau souterraine, et donc concernée par la législation qui s'y rapporte? Si c'est le cas, les recommandations et obligations liées à ces zones de protection seront impérativement respectées. Si la zone d'intervention n'est pas légiférée, la méthode ForDISK peut être appliquée ;

- sur quel type d'aquifère est située la zone d'intervention? Quel est l'ordre de grandeur et le régime du débit moyen du captage? Ces informations sont en principe disponibles auprès des gestionnaires de l'eau ou du propriétaire du captage.

C'est seulement lorsque l'exploitant a obtenu les réponses à ces questions, qu'il peut commencer à utiliser la méthode ForDISK.

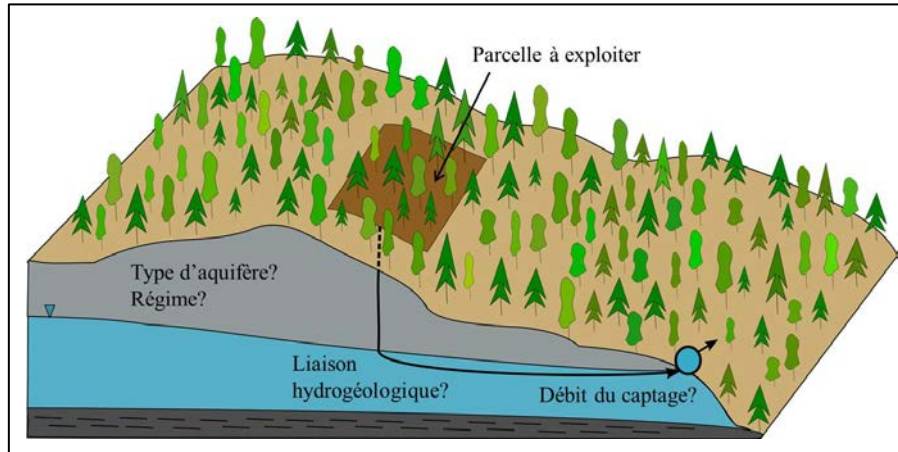


Figure 46: Schéma conceptuel illustrant les questions à se poser avant d'appliquer la méthode ForDISK.

4.2. DESCRIPTION DES CRITÈRES DE SENSIBILITÉ

Les critères de sensibilités sélectionnés pour l'application de la méthode ForDISK sont les mêmes que ceux utilisés pour la méthode ForSIG à quelques exceptions près (Tableau 26). C'est pourquoi les considérations qui ont conduit au choix de ces critères ne sont pas décrits ici. Le lecteur peut se référer au chapitre correspondant de la méthode ForSIG. Seules les divergences entre les deux méthodes sont présentées.

Afin de simplifier la méthode, les critères de sensibilité sont hiérarchisés en trois classes dans la méthode ForDISK, contre quatre pour la méthode ForSIG. De plus, les valeurs attribuées aux différents degrés de vulnérabilité varient entre 0 et 2, contre 1 et 8 pour la méthode ForSIG.

Le facteur de dilution D n'est pas considéré de la même manière dans cette approche que dans ForSIG. Ici, il est seulement un critère de plus à additionner, alors que dans ForSIG il est un facteur multiplicatif. Deux raisons expliquent cela. Premièrement, la méthode se veut simple et rapide, et l'introduction d'un facteur multiplicatif la complique. Deuxièmement, l'introduction du facteur de dilution D implique de connaître le fonctionnement de l'ensemble du système afin d'en identifier les sources principales. La méthode ForSIG nécessite une étude hydrogéologique détaillée pour sa mise en application qui permet d'acquérir de telles connaissances, ce qui n'est pas le cas de la méthode ForDISK. Afin d'éviter de grosses erreurs, cette méthode accorde moins de poids à ce facteur de dilution, en l'utilisant simplement comme un critère de sensibilité. De plus, l'épaisseur de la zone non saturée n'a pas été retenue pour l'application de cette méthode, car elle n'est pas toujours connue et que son évaluation nécessite une étude poussée de l'aquifère, qui n'est pas essentielle à l'application de la méthode ForDISK.

Tableau 26 : Critères de sensibilité utilisés pour l'application de la méthode ForDISK.

	Sensibilité élevée (+2)	Sensibilité moyenne (+1)	Sensibilité faible (+0)	Valeur
Critères de sensibilité dépendant des propriétés de l'aquifère				
Type	Karstique	Fissuré	Poreux	
Débit	0 – 500 l/min	500 – 5000 l/min	> 5000 l/min	
Réactivité	Variation de débits après des précipitations de 15 – 30 mm	Variations de débits après des précipitations de > 30 mm	Pas de variation de débits après des précipitations	
Distance à la source	Karst < 500 m Autres < 200 m	Karst 500 – 1000 m Autres 200 – 300 m	Karst > 1000 m Autres > 300 m	
Critères de sensibilité dépendant des propriétés du terrain				
Conditions d'infiltration	Pertes, avens, gouffres, lapiez, dolines non recouvertes de sol	Dolines recouvertes de sol, failles, pied de pente en bas de fortes pentes	Zone sans manifestation de zone d'infiltration préférentielle	
Couverture quaternaire	Absente ou très perméable (éboulis de pente, cônes de déjection)	Moyennement épaisse (1 – 2 m) et moyennement perméable (graviers grossiers, sables)	Épaisse (> 2 m) et peu perméable (moraine, limons)	
Pente	> 40°	20 – 40°	0 – 20°	
Critères de sensibilité dépendant des propriétés du sol				
Profondeur	Karst < 0.75 m Autres < 0.5 m	Karst 0.75 – 1.5 m Autres 0.5 – 1 m	Karst > 1.5 m Autres > 1.5 m	
Perméabilité	Elevée	Moyenne	Faible	
Critères de sensibilité dépendant des propriétés de la forêt				
Composition	> 80 % résineux	50 – 80 % résineux	< 50 % résineux	
Structure	Peuplement équien	Situation intermédiaire	Peuplement étagé	

La plupart de ces critères sont connus des forestiers, principalement ceux concernant les propriétés du terrain, des sols et de la forêt. Si des données manquent, il est aisé de les obtenir rapidement, directement sur le terrain. Seule la perméabilité des sols peut poser problème. Dans ce cas, l'utilisateur peut se référer au chapitre correspondant à l'étude des données de la perméabilité du sol de la méthode ForSIG. Concernant les critères relatifs aux propriétés de l'aquifère, les informations peuvent être obtenues auprès des gestionnaires du captage et sur des sites de type géoportails.

Lors de son établissement, la méthode ForDISK était présentée sous la forme d'un disque multicritères, d'où son nom. La juxtaposition de ces critères sur le disque et leur addition permettait alors d'obtenir le facteur de vulnérabilité FV de la zone. Mais lors d'une journée de test réalisée avec une vingtaine de personnes en Alsace (annexe VII), il est ressorti que cette configuration en disque n'était pas pratique et qu'un seul tableau suffisait. Au lieu d'aligner les critères de sensibilité et de les additionner comme il était prévu de le faire, l'utilisateur n'a qu'à noter dans la colonne « valeur », les valeurs attribuées à ces critères en fonction des situations rencontrés sur le terrain et de les sommer. Le facteur de vulnérabilité de la zone est ainsi obtenu. Les recommandations de gestion et d'exploitation forestières sont données en fonction de la valeur de vulnérabilité ainsi déterminée.

4.3. RECOMMANDATIONS

Les recommandations relatives à l'exploitation forestière sont proposées en fonction de la valeur du facteur de vulnérabilité FV des parcelles étudiées (Tableau 27). Ces recommandations ont été définies d'après les guides de protection des captages *ALPEAU* (Bligny *et al.*, 2012) et *GESTOFOR* (Marty, 2011), ainsi que d'après les lois Suisses sur les forêts (LFo, 1991) et l'eau (LEaux, 1991; OEaux, 1998).

Dans les recommandations existantes (Marty, 2011; Bligny *et al.*, 2012), les auteurs préconisent de travailler sur sol sec ou gelé, car dans ces conditions le transfert de substances polluantes du sol à l'aquifère a moins de probabilités de se produire. Toutefois, la deuxième partie de la présente recherche a mis en avant une différence notable entre les saisons. A noter que ces périodes coïncident le plus souvent avec celles durant lesquelles le sol est saturé en profondeur. C'est pourquoi certaines opérations marquées d'un astérisque sont à éviter durant l'hiver et l'été, lorsque le sol est gorgé d'eau, mais elles peuvent être entreprises durant la période de croissance de la végétation sur sol sec, pour autant qu'aucun épisode de précipitations important ne soit annoncé dans les jours à venir.

Tableau 27: Recommandations forestières en fonction du degré de vulnérabilité de la parcelle à exploiter.

Valeur de FV	17 – 22 (extrême)	11 – 16 (fort)	5 – 10 (modéré)	0 – 4 (faible)
Hydrocarbures				
Utilisation d'huiles biodégradables	Requise	Requise	Requise	Préférable
Stockage d'hydrocarbures	A éviter	A éviter*	Autorisé dans les cuves à double paroi	Sans restriction
Exploitation forestière et sylviculture				
Débardage	Favoriser le cheval ou le câble-grue	Favoriser le cheval ou le câble-grue*	Sans restriction	Sans restriction
Stockage temporaire des bois	A éviter	A éviter*	Sans restriction	Sans restriction
Circulation des engins	A éviter	A éviter*	Sans restriction	Sans restriction
Stationnement des engins	A éviter	A éviter*	Sans restriction	Sans restriction
Taille des coupes	< 0.2 ha	0.2 – 0.3 ha	0.3 – 0.5 ha	Eviter les coupes de plus de 0.5 ha
Mode d'exploitation	Jardinage	Eviter les coupes d'un seul tenant	Coupes d'un seul tenant autorisées (<0.5 ha)	Coupes d'un seul tenant autorisées (<0.5 ha)
Favoriser les feuillus ou les essences en station	Si possible	Si possible	Si possible	Sans restriction
Travaux de voirie				
Création de routes et dessertes	A éviter	A éviter*	Sans restriction	Sans restriction
Maintien des routes et dessertes	A éviter*	Sans restriction	Sans restriction	Sans restriction

* Ces recommandations sont autorisées de mai à septembre sur sol sec si aucunes précipitations importantes ne sont annoncées dans les jours à venir. Elles sont à éviter d'octobre à avril et lorsque le sol est gorgé d'eau.

Les recommandations ci-mentionnées ne se rattachent à aucune base légale. Il s'agit seulement de conseils qu'un exploitant forestier se devrait de suivre s'il veut protéger au mieux les sources dont les bassins d'alimentation se situent sous les parcelles à exploiter.

4.4. APPLICATION DE LA MÉTHODE FORDISK SUR LE SITE DE SAINT-LAURENT

En juin 2012, la méthode ForDISK a été testée sur le terrain. Ces tests ont eu lieu en présence d'Olivier Fayard, technicien forestier, et Jean-Luc Mabboux, chef de projet à l'ONF. L'objectif était d'expérimenter l'efficacité et la pertinence de cette méthode et d'identifier les problèmes que peut poser sa mise en application.

Comme il n'a pas été possible, pour des raisons pratiques et économiques de réaliser une étude de terrain détaillée sur ce site, il a fallu ruser pour trouver un moyen de la tester rapidement et efficacement. Alors que des périmètres de protection existaient déjà pour les sources étudiées, il a été décidé d'y appliquer la méthode ForDISK et de comparer les résultats obtenus avec les périmètres déjà existants. Ces derniers correspondent à peu de choses près aux zones de protection des eaux souterraines en Suisse. Le périmètre de protection immédiat (PPI) correspond à la S1 et les périmètres de protection rapprochés (PPR) sont généralement compris entre la S2 et la S3. Le périmètre de protection éloigné (PPE) correspond à l'aire d'alimentation du captage (Bligny *et al.*, 2012).

Les informations utilisées pour caractériser les critères de sensibilité proviennent du géoportail français (www.geoportail.gouv), ainsi que de la notice explicative pour l'alimentation en eau potable de la commune de Saint-Laurent et de son complément (Jeannolin, 1999, 2003). Des mesures in-situ ont aussi été réalisées, principalement pour les sols et la couverture forestière.

4.4.1. Contexte géographique

Les captages étudiés se situent sur la commune de Saint-Laurent, dans la Vallée de l'Arve, département français de Haute-Savoie (Figure 47). Cette commune est voisine de celle de Thyez, qui a fait l'objet d'une étude de cas présentée dans la deuxième partie de cette recherche au chapitre 3.1. Pour plus d'informations concernant la situation géographique de ce site, le lecteur peut s'y référer.

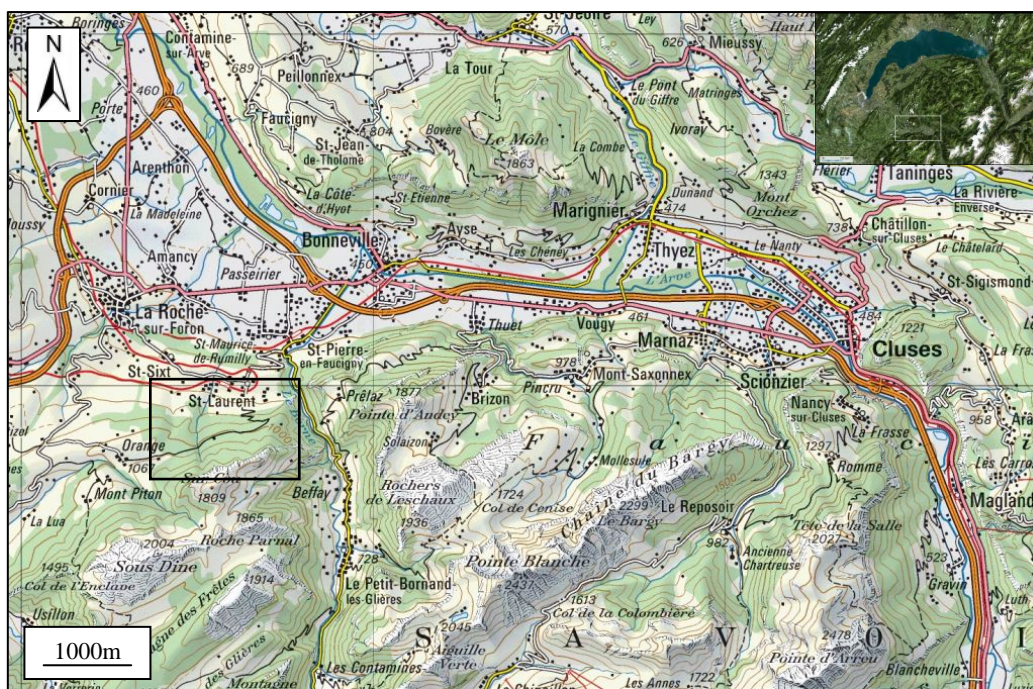


Figure 47: Situation géographique de la vallée de l'Arve. Modifié d'après www.geoportail.fr.

4.4.2. Contexte géologique et hydrogéologique

Les captages de Saint-Laurent de situent dans la chaîne subalpine des Préalpes françaises. Cette unité tectonique est composée principalement de sédiments du Jurassique et du Crétacé, avec une couverture quaternaire présente dans les vallées et sur certains flancs des montagnes.

Les bassins d'alimentation des captages ont une surface de 0.6 km² environ. Ils se trouvent sur des terrains pentus et recouverts de forêts (Figure 48) et alimentent les quelques 600 habitants de la commune de Saint-Laurent située à l'aval. Le point le plus haut de la commune se trouve être la montagne Sur Cou, qui culmine à 1809 m. Les captages sont localisés en contrebas de cette montagne constituée de calcaires de l'Urgonien. A l'aval (NW), ces calcaires sont recouverts de molasse et de flysch, eux-mêmes partiellement recouverts d'éboulis, de colluvions de pente, d'alluvions fluvio-glaciaires (terrasse de Kame) et d'argiles à blocs morainiques (Figure 48).

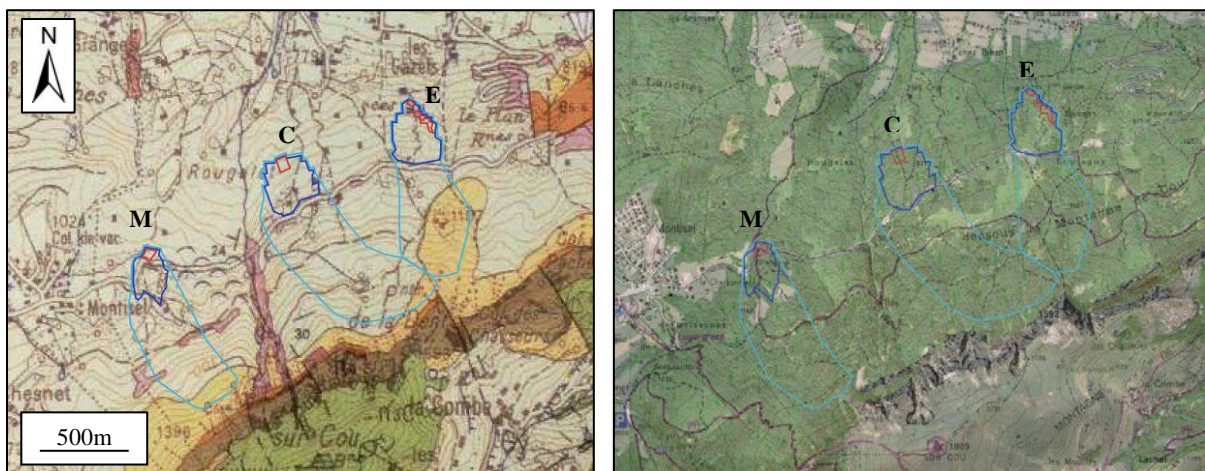


Figure 48: Cartes géologique et topographique de la région de Saint-Laurent et périmètres de protection des captages. En rouge, PPI, en bleu foncé PPR, en bleu clair PPE. Modifié d'après www.geoportail.fr (BRGM).

Les captages de Mornex (M), de Chavanette (C) et d'Essert (E) sont alimentés de façon mixte. Les éboulis calcaires au pied des falaises drainent de petites sources karstiques approvisionnées par l'Urgonien recouvert par la couverture quaternaire. Des écoulements plus locaux sont observés dans des lentilles perméables constituées de molasse et de flysch. Les sources collectant l'eau des éboulis calcaires et des lentilles perméables se situent au contact des moraines argileuses imperméables sous-jacentes. L'aquifère est superficiel et de petite taille, ce qui le rend vulnérable aux pollutions (Jeannolin, 1999). A noter qu'aucune mesure n'a été faite sur le captage des Essert.

Le captage de Mornex se situe dans une petite clairière entretenue afin d'éviter la repousse de la végétation (Figure 49). Le puits crépiné est profond de 4 m et collecte les eaux de 3 drains de direction Sud qui remontent le versant sur une distance de 10 à 20 m. Ensuite, les eaux sont canalisées dans une petite chambre de réunion en pierre visible sur la figure 49. Elles sont moyennement dures (21.7 °F) et minéralisées (353.5 µS/cm à 20 °C en moyenne) et de type carbonaté-calcique. Le débit d'étiage est de 120 l/min (Jeannolin, 2006).



Figure 49: Captage et chambre de réunion de Mornex (à gauche) et avertissement de zone de captage (à droite).

Le captage de Chavanette se situe non loin du captage de Mornex (Figure 48). Il est composé d'une chambre bétonnée d'1.20 m sur 1.20 m semi-enterrée. Il est profond de 2 m et récolte les eaux collectées par un drain de 50 m de direction S. Un petit ruisseau non pérenne se situe non loin en amont du captage et un essai de traçage a prouvé qu'il participe à son alimentation (communication personnelle).

La composition de l'eau est de type carbonaté-calciqque, de minéralisation (321.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 °C) et de dureté (20.2 °F) moyenne. Le débit du captage à l'étiage est de l'ordre de 6.6 l/min (Jeannolin, 2006).

4.4.3. Calcul du Facteur de vulnérabilité

Le premier point de mesure se situe à l'intérieur du PPI du captage de Mornex, à une centaine de mètres environ de la limite amont de la clairière (Figure 50).

L'alimentation du captage est mixte bien que la signature chimique de l'eau indique une prédominance du karst (+2). Les débits à l'étiage sont de l'ordre de 120 l/min ce qui signifie que les débits moyens ne dépassent probablement pas les 500 l/min (+2). D'après les conditions hydrogéologiques (aquifère superficiel, circulation rapide dans le karst ou les petites lentilles), le débit de la source varie avec des précipitations de moins de 30 mm (+2). La distance au captage est d'un peu moins de 100 m (+2). Une couverture quaternaire épaisse entre 1 et 2 m, et moyennement perméable, recouvre la parcelle étudiée. Bien qu'aucune zone d'infiltration concentrée importante n'y soit visible, cette parcelle se situe sur une pente assez forte (entre 20 et 40° = +1) avec, par endroit, quelques ruptures de pente conséquentes, c'est pourquoi le régime d'infiltration est considéré comme intermédiaire (+1). Le sol à dominance limoneuse est moyennement structuré et donc moyennement perméable (+1). Il est sans doute profond de plus d'1 m, mais il est impossible de mesurer sa profondeur à la tarière car beaucoup de gros cailloux l'empêchent de pénétrer au-delà de 15 cm environ. De plus, la couverture pédologique de la zone est assez hétérogène, c'est pourquoi la profondeur du sol est considérée comme entre 0.5 et 1 m (+1). Bien qu'il y ait de petites pousses présentes sur la zone, le peuplement est équié (+2) et composé à plus de 80 % de résineux (+2). Le Facteur de vulnérabilité de cette zone est estimé à 17, ce qui la place en zone à vulnérabilité extrême.

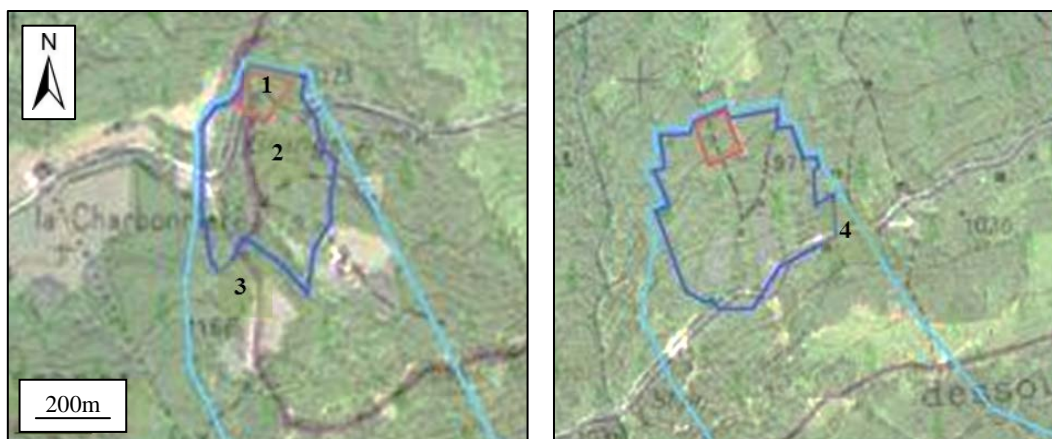


Figure 50: Emplacement des points de mesure pour le calcul du facteur de vulnérabilité FV. A gauche captage de Mornex, à droite captage de Chavanette. Modifié d'après www.geoportail.gouv.fr (BRGM).

Le deuxième point de mesure se situe juste en-dessus de la route, à l'intérieur du PPR du captage de Mornex. Les critères de sensibilité relatifs au captage (type d'aquifère, réactivité, débit moyen, distance au captage et couverture quaternaire) sont les mêmes que pour le point 1 ($\Sigma = +9$). Des zones d'infiltration préférentielle (arbres arrachés, pied de pente) sont présentes, mais moyennement importantes (+1). La pente ne dépasse pas les 20° sur cette parcelle. Le sol (Figure 51) y est semblable à celui présent sur le premier point (+1), mais il est peu plus argileux et donc moins perméable (+0). La forêt (Figure 51) contient plus de feuillus, mais les résineux dominent (+1). Le peuplement est là aussi équien (+2). Le Facteur de vulnérabilité FV de cette zone est donc de 12, ce qui correspond à un degré de vulnérabilité fort.



Figure 51 : Sol et forêt au point de mesure n° 2 du site de Saint-Laurent.

Le troisième point de mesure se situe quelques mètres en amont de la limite supérieure du PPR, dans le PPE du captage de Mornex (Figure 50). Les paramètres relatifs au captage sont les mêmes que pour les points 1 et 2, à l'exception de la distance au captage qui est d'un peu plus de 300 m ($\Sigma = +7$). A noter que pour ce critère, le caractère karstique de l'aquifère n'est pas considéré ici, car il l'est déjà dans le critère type d'aquifère alors que son alimentation est mixte. Le relief est régulier et la pente ne dépasse pas 20° (+0). Aucune zone d'infiltration concentrée n'est observée (+0). Le sol est encore plus argileux qu'au point précédent et ne contient presque pas de cailloux jusqu'à 60 cm de profondeur

(+0). Sa profondeur est de plus d'1 m (+0). Le peuplement n'est ni équié, ni étagé, il est donc considéré comme intermédiaire (+1). Il est composé à plus de 80% de résineux (+2). Le Facteur de vulnérabilité FV est ici de 10, ce qui correspond à une zone à vulnérabilité modérée.

Le quatrième point se situe sur le PPR captage de Chavanette (Figure 50), quelques 50 m environ en-dessous de sa limite amont, à côté d'une zone sur laquelle une coupe vient d'avoir lieu (Figure 52).



Figure 52: Coupe dans la forêt sur le bassin d'alimentation du captage de Chavanette et vue sur la vallée de l'Arve. Le point de mesure se situe juste à côté, sur la droite de l'image.

Les critères de sensibilité du captage sont ici aussi les mêmes que pour les premiers points et son éloignement est d'un peu plus de 300 m (+7). Le terrain est assez pentu sans que les pentes ne dépassent les 40° (+1). Quelques petites zones d'infiltration préférentielle de faible importance sont identifiées çà et là (+1). Le sol atteint une profondeur d'1 m ou plus, alors que les premiers cailloux importants se situent à 60 cm environ et empêchent la tarière de pénétrer plus en profondeur (+1). Le sol est assez grumeleux en surface et polyédrique en profondeur avec une texture est limoneuse. Il est donc considéré comme moyennement perméable (+1). Le peuplement est étagé (+0) et se compose majoritairement de résineux, sans passer le seuil des 80 % (+1). Le Facteur de vulnérabilité est ici de 12, indiquant que la zone est fortement vulnérable.

Les valeurs attribuées aux 5 points de mesures sont tout à fait cohérentes, car elles sont en adéquation avec la délimitation des périmètres de protection existants. Toutefois, une seule étude de cas est insuffisante pour tester cette méthode. C'est pourquoi la méthode ForDISK a aussi été testée sur d'autres sites étudiés dans le cadre de cette recherche.

4.5. VALIDATION DE LA MÉTHODE FORDISK ET DISCUSSION

Afin de confirmer les résultats encourageants obtenus sur les captages de Saint-Laurent, la méthode ForDISK a aussi été testée sur certains points des autres sites d'étude présentés dans cette recherche. Les points sélectionnés sont : le point d'injection des traceurs dans les bois du Jorat, le petit bout de forêt qui réside sur le captage de Theyez, le lieu de l'accident de camion sur site de l'Eperon et les deux points d'injection des traceurs du site du Montant (Tableau 28).

La description de ces sites d'étude n'est pas reprise ici. Pour plus d'informations, le lecteur peut se référer aux chapitres correspondants.

Tableau 28: Calcul du facteur de vulnérabilité FV avec la méthode ForDISK pour tous les sites d'étude.

	Jorat		Neuchâtel		Theyez		Le Rosset		Les Bioles	
Critères de sensibilité dépendant des propriétés de l'aquifère										
Type	Poreux	+0	Karstique	+2	Karstique	+2	Karstique	+2	Karstique	+2
Débit (l/min)	0 – 500	+2	500 - 5000	+1	0 – 500	+2	> 5000	+0	> 5000	+0
Réactivité	Moyenne	+1	Moyenne	+1	Forte	+2	Moyenne	+1	Moyenne	+1
Distance	< 200m	+2	< 500m	+2	< 500m	+2	> 1000m	+0	> 1000m	+0
Critères de sensibilité dépendant des propriétés du terrain										
Conditions d'infiltration	Diffuse	+0	Intermédiaire	+1	Intermédiaire	+1	Intermédiaire	+1	Lapiez	+2
Couverture quaternaire	Épaisse et peu perméable	+0	Absente	+2	Peu épaisse, assez perméable	+1	Absente	+2	Absente	+2
Pente	0 – 20°	+0	20 – 40°	+1	< 20°	+0	< 20°	+0	< 20°	+0
Critères de sensibilité dépendant des propriétés du sol										
Profondeur	> 1 m	+0	1 – 1.5 m	+1	0.5 – 1.5 m	+1	< 0.5 m	+2	< 0.5 m	+2
Perméabilité	Faible	+0	Faible	+0	Forte	+2	Forte	+2	Forte	+2
Critères de sensibilité dépendant des propriétés de la forêt										
Composition	< 50 % résineux	+0	Mixte	+0	> 80 % Résineux	+2	> 80 % Résineux	+2	> 80 % Résineux	+2
Structure	équienne	+2	étagée	+0	équienne	+2	équienne	+2	équienne	+2
Calcul du facteur de vulnérabilité FV et degrés de vulnérabilité correspondants										
Vulnérabilité	Modéré	7	Fort	11	Extrême	17	Fort	14	Fort	15

Les valeurs du facteur FV et les degrés de vulnérabilité correspondants sont tout à fait satisfaisants sur l'ensemble des points étudiés.

La vulnérabilité modérée obtenue dans les bois du Jorat concorde avec les observations tirées des résultats de l'essai de traçage. Les circulations sont lentes et le traceur est extrêmement diffusé dans l'environnement. Toutefois, si une pollution avait lieu sur ce point, elle pourrait contaminer les drains car la distance est faible et que des chemins d'écoulement préférentiels ont été identifiés. Un degré de vulnérabilité modéré convient donc tout à fait à cette zone.

Dans le cas de Neuchâtel, un degré de vulnérabilité élevé est attribué au point où a eu lieu l'accident de camion. Ce résultat est en adéquation avec les observations faites lors de cet événement. Les temps de transit sont courts, la pollution a donc atteint rapidement la source. On peut se demander si un degré extrême n'aurait pas été plus approprié pour cet endroit, mais il ne l'est certainement pas. En effet, l'accident était d'une ampleur rarement égalée avec une quantité d'essence importante répandue dans l'environnement. Si l'accident avait été de moindre ampleur, la contamination n'aurait pas été aussi considérable. Ce fort degré de vulnérabilité est donc tout à fait cohérent.

Le seul des points étudiés à obtenir un degré de vulnérabilité extrême est celui de Theyez. Ceci n'est pas surprenant, car les événements qui sont décrits dans le chapitre correspondant montrent bien la vulnérabilité extrême de cette zone. En effet, une pollution de turbidité provoquée par une coupe à blanc avait pollué le captage pendant plusieurs mois. Il est très probable que si un accident y avait eu lieu, il aurait aussi altéré la qualité des eaux. La vulnérabilité extrême de ce site est d'ailleurs connue, avec des sols très superficiels et perméables, une monoculture forestière et une petite source karstique dont le débit, faible, réagit rapidement aux précipitations.

Les mesures réalisées sur les points d'injection de l'essai de multi-traçages du Montant sont également en adéquation avec ce qui y a été observé. Le seul critère qui différencie ces deux points entre eux reste les conditions d'infiltration. Au Rosset, le traceur a été injecté dans une doline avec une couverture pédologique alors qu'aux Bioles il a été déversé dans une zone de lapiez dépourvue de sol. Les résultats obtenus lors de l'essai de multi-traçages de 2012 soulignent le caractère fortement vulnérable de ces zones car les vitesses de transit sont rapides et les restitutions importantes. Par contre, les concentrations mesurées sont faibles mais celles-ci suffisent à contaminer une source si la substance déversée est très toxique.

La méthode ForDISK est donc à même de caractériser rapidement et simplement la vulnérabilité des parcelles forestières. Il faut cependant rappeler que cette méthode s'applique sur de petites zones, comme par exemple une parcelle forestière sur laquelle est planifiée une intervention. Cette méthode ne remplace en aucun cas une estimation et une cartographie de la vulnérabilité à large échelle comme le permet la méthode ForSIG. Contrairement à cette dernière, l'approche ForDISK n'établit pas de lien prépondérant entre facteur de vulnérabilité et périmètres ou zones de protection des eaux souterraines.

Rappelons aussi que la méthode ForDISK a été développée pour les forestiers. Son application dépend ainsi de leur bon vouloir. Il est donc essentiel de les sensibiliser au fait que leur travail peut avoir une répercussion sur la qualité des aquifères sous-jacents. Des projets comme *ALPEAU*, *SEMEAU* ou *SYLVAMED* sont à ce sujet de bonnes plateformes d'échanges. De même, les journées de sensibilisation, comme celle organisée en Alsace, sont très instructives. Elles ont en effet permis d'identifier comment certains problèmes « humains » peuvent engendrer des pollutions de captages en forêt. Ces problèmes découlent autant d'une méconnaissance des forestiers concernant le fonctionnement des aquifères que d'une mauvaise utilisation du vocabulaire forestier par les hydrogéologues qui peut conduire à l'édiction de réglementations absurdes (voir annexe VII).

QUATRIÈME PARTIE

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

1. CONCLUSION

Cette recherche a permis de faire le point sur de nombreux aspects de la vulnérabilité des aquifères en forêts. Les caractéristiques de l'écosystème forestier qui influencent la qualité des eaux souterraines ont été déterminées grâce à une investigation détaillée des connaissances actuelles sur les relations eaux – forêts. De même, l'étude des méthodes de vulnérabilité existantes a permis d'identifier leurs forces et leurs faiblesses. Les points forts ont été utilisés comme base pour le développement des approches ForSIG et ForDISK élaborées durant cette thèse. A ces fondements ont été ajoutés quatre critères spécifiques à l'écosystème forestier et qui ont leur importance en termes de vulnérabilité des eaux souterraines: la profondeur du sol, sa perméabilité, le pourcentage de résineux et la répartition des âges au sein des peuplements. L'ajout de ces critères aux méthodes ForSIG et ForDISK permet de caractériser de façon précise et détaillée la vulnérabilité des aquifères dont les bassins d'alimentation se situent sous couvert forestier, ce qu'aucune méthode n'envisageait auparavant.

L'essai de traçage réalisé sur le site des bois du Jorat a permis de mieux cerner la dynamique des phénomènes de rétention et de transfert des substances polluantes dans le sol forestier. Il s'agit probablement du premier essai de traçage réalisé dans ces conditions, sans que l'eau analysée ne transite par un aquifère. Les résultats obtenus ont montré une grande capacité de rétention des contaminants dans ce sol, principalement dans la zone racinaire. Une différence notable entre les saisons a été constatée, le transfert des substances polluantes du sol aux aquifères se faisant principalement lorsqu'une partie du sol est saturée en eau, ce qui correspond à la période de repos de la végétation. En période de croissance de la végétation, lorsque le sol n'est pas saturé en eau, ce transfert est fortement réduit. Ces observations ont permis de déterminer que la profondeur de sol et sa perméabilité étaient des critères déterminants dans le transfert des substances polluantes, qu'il fallait intégrer aux nouvelles approches ForSIG et ForDISK développées dans cette recherche. De même, une amélioration a été apportée aux recommandations données aux forestiers concernant les travaux d'exploitation et d'entretien des routes et dessertes qu'il faut réaliser en période de croissance de la végétation lorsque le sol est sec, et éviter en période de repos. Dans ces conditions, si une substance polluante est introduite dans l'environnement, la probabilité qu'elle atteigne la nappe phréatique est fortement minimisée.

L'étude de cas de Theyez a montré que toutes les forêts n'ont pas la même efficacité concernant la protection des eaux souterraines. En plus d'acidifier les sols, les monocultures équiennes de résineux sont très sensibles aux maladies qui se répandent rapidement à tous les arbres. Il faut alors intervenir en rasant la forêt, ce qui provoque une mise à nu brutale du sol et des problèmes de turbidité. Si la forêt avait été composée de plusieurs espèces et que les peuplements avaient été étagés, la maladie ne l'aurait pas atteinte dans sa totalité. Seuls les arbres malades auraient été abattus et un couvert forestier continu aurait pu être maintenu, ce qui aurait évité les problèmes de turbidité. Cet événement apporte aussi un éclairage intéressant à propos de l'aspect temporaire du couvert forestier. Pour rappel, la caractérisation de la vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines ne devrait se réaliser qu'avec des critères stables dans le temps. Les événements de Theyez prouvent qu'il est possible d'accroître la stabilité de la couverture forestière en diversifiant les espèces et les âges dans les peuplements. C'est pour cette raison que le pourcentage de résineux ainsi que la répartition des âges au sein des peuplements ont été sélectionnés comme critères de sensibilité supplémentaires pour l'estimation de la vulnérabilité des eaux souterraines en forêt.

Le bassin d'alimentation de la source de l'Eperon est le premier site test de la méthode ForSIG. Une comparaison des cartes obtenues avec celles réalisées d'après les méthodes EPIK et DRASTIC montre que cette nouvelle approche produit les résultats les plus convaincants pour une délimitation

des zones de protection des eaux souterraines en milieu forestier. Alors que DRASTIC minimise la vulnérabilité de ce site, EPIK l'amplifie. La méthode ForSIG quant à elle identifie mieux les zones sensibles et celles qui le sont moins, tout en proposant des cartes de vulnérabilité réalistes et applicables dans les zones à protéger. Il s'agit donc de la méthode la plus appropriée pour la délimitation des zones de protection des eaux souterraines dans un contexte forestier. Pour des bassins d'alimentation situés dans des zones urbaines, agricoles ou industrielles, l'utilisation de la méthode EPIK reste préférable.

La méthode ForSIG a aussi été appliquée sur le bassin d'alimentation de la source du Montant. Une défaillance a pu être mise en évidence car les cartes obtenues n'ont pas produit le résultat escompté. Au lieu de diminuer l'étendue des zones de protection sur ce site, la nouvelle approche les augmentait. Pour comprendre les raisons de ce dysfonctionnement un essai de multi-traçages a été réalisé. Les résultats ont clairement montré que si une pollution était répandue sur une surface fortement vulnérable, elle arriverait à la source rapidement certes, mais à des concentrations faibles. Ceci en raison de l'important volume d'eau présent dans l'aquifère, qui atténue la pollution. Un facteur de dilution a donc été ajouté à la méthode ForSIG et les cartes réalisées sont gagnées en applicabilité. L'introduction de ce facteur de dilution est une innovation dans l'établissement des méthodes de vulnérabilité. Il est à utiliser avec précaution car il est lié tant aux volumes importants d'eau dans l'aquifère, qu'au caractère localisé de la pollution. Si une substance est répandue sur l'ensemble d'une surface comme c'est le cas des engrais pour les zones agricoles par exemple, ce facteur de dilution perd son sens. Dans cette situation, toute la surface qui participe à la recharge est touchée par la substance polluante. L'eau qui s'infiltré entraîne donc cette pollution en tout point du système et une dilution par les zones non contaminées est impossible. Dans le cas du Montant, seules deux petites zones ont été affectées par la pollution. C'est pourquoi la dilution a pu se faire grâce à l'apport d'eau infiltrée sur les surfaces non contaminées. La méthode ForSIG s'applique donc davantage pour l'estimation de la vulnérabilité des aquifères face aux pollutions ponctuelles qu'aux pollutions diffuses.

La méthode ForDISK a été développée en parallèle à la méthode ForSIG. Elle a été imaginée pour être utilisée par les forestiers directement sur le terrain. Son aspect simple et rapide d'application fait d'elle un outil pratique pour estimer la vulnérabilité des parcelles forestières lorsqu'une intervention y est prévue. La vulnérabilité des zones à exploiter ainsi obtenues, des adaptations concernant la façon de travailler sur ces zones peuvent être faites afin de protéger les surfaces les plus sensibles.

L'application de la méthode ForDISK sur les captages de Saint-Laurent a été très concluante. Pour confirmer ces résultats, elle a aussi été expérimentée sur les autres sites étudiés dans cette thèse. Ces sites sont les bois du Jorat, Thyez, la source de l'Eperon et la source du Montant. Pour chaque point, le degré de vulnérabilité obtenu avec l'application de la méthode ForDISK reflète la vulnérabilité connue des sites étudiés. La méthode a ainsi pu être validée. À noter qu'il faudrait encore des années d'application des méthodes ForSIG et ForDISK pour identifier leurs faiblesses et les perfectionner.

En plus d'améliorer la caractérisation de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu forestier, l'élaboration des méthodes ForSIG et ForDISK ont généré des échanges fructueux entre forestiers, pédologues et hydrogéologues. Il en est ressorti que les méconnaissances des uns à propos des domaines respectifs des autres étaient parfois à l'origine de pollution des captages en forêt. Des approches comme celles développées dans le cadre de cette thèse permettent de faire évoluer les connaissances des uns et des autres, ce qui espérons-le limitera les contaminations des captages forestiers à l'avenir.

2. LIMITATION DE LA MÉTHODE ET PERSPECTIVES

Toute méthode a ses limites, d'autant plus lorsqu'elle est à l'aube de son application. Ce qui est certain c'est que plus elles seront appliquées sur de nombreux sites, plus ces méthodes pourront être critiquées et améliorées. Les approches ForSIG et ForDISK développées dans cette recherche ont fait leurs preuves sur les sites testés, mais ils sont tous soumis à un climat tempéré humide. Il n'est pas certain qu'une utilisation des méthodes ForSIG et ForDISK dans d'autres contextes climatiques donne des résultats fiables. Des applications de ces méthodes sous différents climats pourraient montrer si elles y sont adaptées ou pas et identifier les éléments à modifier pour les rendre pertinentes.

Les approches ForSIG et ForDISK ont été développées pour identifier la vulnérabilité des aquifères face à des pollutions accidentelles, causées par l'exploitation forestière et la fréquentation des espaces boisés. La vulnérabilité aux pollutions diffuses comme les pollutions atmosphériques n'est pas envisagée ici. Toutefois, les recommandations forestières proposées pour limiter le danger d'accident sur les zones les plus vulnérables concordent avec ce qu'il faut faire pour éviter que des pollutions diffuses ne contaminent les nappes phréatiques. C'est le cas notamment de la surface des coupes qui doit être limitée, ou des essences en station qui doivent être favorisées.

L'approche ForSIG peut s'appliquer sur de vastes territoires et permet la réalisation de cartes de vulnérabilité pour en tirer des zones de protection des eaux souterraines ou identifier les zones sur lesquelles des études d'impact doivent être menées en cas de modification de l'affectation du territoire. Le degré de précision des cartes produites est relatif à la taille de la zone étudiée. Plus elle est importante, moins les cartes sont précises. La méthode ForDISK quant à elle ne s'utilise que sur de petites parcelles forestières ce qui lui accorde un degré de précision plus important. Toutefois elle ne permet pas la réalisation de cartes de vulnérabilité mais seulement une estimation sur le terrain.

La principale limite des méthodes ForSIG et ForDISK réside dans l'impossibilité de les valider de façon incontestable. C'est d'ailleurs le cas de toutes les méthodes de vulnérabilité développées jusqu'à présent. Les essais de traçage sont de bons outils pour simuler des pollutions et ajuster la méthodologie en fonction des résultats obtenus. Ils sont aussi utiles pour tester la vulnérabilité effective de certaines zones. Toutefois, il est impossible de réaliser des essais de traçage en chaque point des zones étudiées, comme il est impossible de répéter l'opération avec toutes les substances qui ont des comportements différents dans l'environnement. D'ailleurs, il avait été envisagé de réaliser un second essai de multi-traçages dans les bois du Jorat avec des substances ayant des propriétés différentes de celles auparavant utilisées, mais la durée inattendue du premier essai a contrarié ce plan. De même, les essais de traçage devraient se faire dans différentes conditions hydrologiques pour évaluer les mécanismes de transfert et de rétention des substances polluantes en toutes circonstances. Le plus souvent, ils sont réalisés dans des conditions moyennement défavorables, comme cela a été fait à la source du Montant. Mais il peut être intéressant de les réaliser dans d'autres conditions, même s'il est évident que dans les conditions les plus défavorables, il est impossible d'éviter des contaminations alors que dans les conditions les moins favorables, la probabilité qu'une pollution atteigne l'aquifère est minime.

Une façon de valider le choix et la classification des différents critères de sensibilité utilisés pour appréhender la vulnérabilité des zones, serait de tester chacun des paramètres indépendamment les uns des autres. Mais le système naturel est tel qu'il est impossible d'envisager toutes les situations rencontrées dans la réalité. Toutefois quelques essais en laboratoire, sur l'impact de la perméabilité du sol sur le transfert des substances polluantes par exemple, pourraient confirmer ou infirmer la prise en considération de certains critères.

La placette des bois du Jorat offre un terrain d'étude sur les relations forêt – eau souterraine extrêmement riche en informations. La quantité de données récoltées par le WSL (Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage) mériterait une étude plus approfondie sur le rôle de la forêt en termes de transfert et de rétention des substances polluantes dans les aquifères. Des bilans hydrologiques à l'échelle de l'arbre et de la parcelle permettraient de mieux comprendre les différentes dynamiques observées entre les périodes de croissance et de repos de la végétation. Des essais de traçages utilisant des substances avec des propriétés physico-chimiques variées permettraient d'apporter des informations complémentaires sur le comportement des substances polluantes dans l'écosystème forestier.

Répertorier tous les accidents liés à l'activité sylvicole qui ont contaminé des captages pourrait donner de précieuses informations sur les circonstances de ces accidents ainsi que sur les caractéristiques environnementales des sites où ils se sont produits. A chaque fois, les raisons de ces contaminations pourraient être déterminées et le choix des critères de sensibilité considérés dans les approches ForSIG et ForDISK confirmés ou infirmés. De même, les accidents qui n'ont pas abouti à des pollutions apportent de précieuses informations sur les conditions environnementales qui protègent efficacement les aquifères.

Une certitude a émergé au courant de ces quatre années de recherche. Les échanges entre les différents domaines scientifiques sont extrêmement bénéfiques à la protection des systèmes naturels. L'étude du fonctionnement des systèmes est au carrefour de nombreuses sciences et les scientifiques n'ont pas toujours pour usage d'approfondir les domaines des autres pour renforcer leur compréhension des interactions qui sont en jeu dans le système naturel. Lorsque des scientifiques issus de domaines différents sont rassemblés autour d'une table pour discuter d'un sujet, les enjeux sont immédiatement mieux compris de tous. C'est pourquoi les programmes, comme le projet *ALPEAU* qui a initié la présente recherche, sont des plus importants pour l'avenir des écosystèmes et de ceux qui en profitent.

3. RÉFÉRENCES

- A'BEAR, A.D., JONES, T.H., KANDELER, E., BODDY, L., 2014. *Interactive effects of temperature and soil moisture on fungal-mediated wood decomposition and extracellular enzyme activity*. *Soil Biology and Biochemistry* 70, 151-158.
- AL-ADAMAT, R.A.N., FOSTER, I.D.L., BABAN, S.M.J., 2003. *Groundwater vulnerability and risk mapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC*. *Applied Geography* 23, 303-324.
- ALBINET, M., 1970. *Carte de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine de la France à 1/1'000'000*. DATAR-BRGM, Orléans, France.
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J.H., PRETTY, R.J., HACKETT, G., 1987. *Drastic: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Ada, Oklahoma, USA. 641.
- AMPOORTER, E., VAN NEVEL, L., DE VOS, B., HERMY, M., VERHEYEN, K., 2010. *Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction*. *Forest Ecology and Management* 260, 1664-1676.
- ANDRÉASSIAN, V., 2004. *Waters and forests: from historical controversy to scientific debate*. *Journal of Hydrology* 291, 1-27.
- ARN, R., CONRAD, M.A., WIDMANN, M., 2004. *Atlas géologique de la Suisse, feuille 1261 Nyon* Swisstopo.
- AUGUSTO, L., BONNAUD, P., RANGER, J., 1998. *Impact of tree species on forest soil acidification*. *Forest Ecology and Management* 105, 67-78.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D., ROTHE, A., 2002. *Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility*. *Ann. For. Sci.* 59, 233-253.
- BAI, S., LUNG, W.-S., 2005. *Modeling sediment impact on the transport of fecal bacteria*. *Water Research* 39, 5232-5240.
- BALDRIAN, P., MERHAUTOVÁ, V., PETRÁNKOVÁ, M., CAJTHAML, T., ŠNAJDR, J., 2010. *Distribution of microbial biomass and activity of extracellular enzymes in a hardwood forest soil reflect soil moisture content*. *Applied Soil Ecology* 46, 177-182.
- BALESTRINI, R., TAGLIAFERRI, A., 2001. *Atmospheric deposition and canopy exchange processes in alpine forest ecosystems (northern Italy)*. *Atmospheric Environment* 35, 6421-6433.
- BASTIEN, Y., GAUBERTVILLE, C., 2011. *Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés*. 554.
- BATES, C.G., HENRY, A.J., 1928. *Forest and streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado*. *Monthly Weather Review Supplement* 30, 1 - 79.
- BELGRAND, E., 1853. *De l'influence des forêts sur l'écoulement des eaux pluviales*. *Annuaire de la Société Météorologique de France* 1, 176 - 193.
- BERSIER, A., 1952. *Atlas géologique de la Suisse, notice explicative 27*. OFEG, Wabern/Bern.
- BESCHTA, R.L., PYLES, M.R., SKAUGSET, A.E., SURFLEET, C.G., 2000. *Peakflow response to forests practices in the eastern Cascades of Oregon, USA*. *Journal of Hydrology* 233, 102 - 120.
- BIAGGI, D., SCHWIENBACHER, S., GULDENFELS, L., 2012. *Zones de protection des eaux souterraines en roches meubles. Guide Pratique. L'environnement pratique*. Office Fédéral de l'Environnement (OFEV). Berne, Suisse. 58.
- BLIGNY, C., CHOLIN, E., FERRY, O., GODI, F., JENNI, R., MABBOUX, J.-L., MORSER, U., 2012. *Protection des eaux souterraines en forêt. Guide ALPEAU dans les arcs alpin et jurassien*. 68.

- BONELL, M., PURANDARA, B.K., VENKATESH, B., KRISHNASWAMY, J., ACHARYA, H.A.K., SINGH, U.V., JAYAKUMAR, R., CHAPPELL, N., 2010. *The impact of forest use and reforestation on soil hydraulic conductivity in the Western Ghats of India: Implications for surface and sub-surface hydrology*. Journal of Hydrology 391, 47-62.
- BORMANN, H., KLAASSEN, K., 2008. *Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two Northern German soils*. Geoderma 145, 295-302.
- BORRELLI, P., SCHÜTT, B., 2014. *Assessment of soil erosion sensitivity and post-timber-harvesting erosion response in a mountain environment of Central Italy*. Geomorphology 204, 412-424.
- BRAUMAN, K.A., FREYBERG, D.L., DAILY, G.C., 2012. *Potential evapotranspiration from forest and pasture in the tropics: A case study in Kona, Hawai'i*. Journal of Hydrology 440-441, 52-61.
- BREDEMEIER, M., COHEN, S.G., D.L., LODE, E., PICHLER, V., SCLEPPI, P., 2011. *Forest Management and the Water Cycle. An Ecosystem-Based Approach*. Springer. 531.
- BRÜHLMANN, F., CONRAD, R., HALDIMANN, P., KEMPF, T., 2004. *Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines. L'environnement pratique*. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEFP). Berne, Suisse. 141.
- BURKART, M.R., KOLPIN, D.W., JAMES, D.E., 1999. *Assessing groundwater vulnerability to agrichemical contamination in the Midwest US*. Water Science and Technology 39, 103-112.
- CERMAK, J., NADEZHINA, N., 2012. *Field Studies of Whole-Tree Leaf and Root Distribution and Water Relations in Several European Forests*. In: Forest Management and the Water Cycle. An Ecosystem-Based Approach. Springer, pp. 65 - 88.
- CHÈVRE, N., MAILLARD, E., LOEPFE, C., BECKER-VAN SLOOTEN, K., 2008. *Determination of water quality standards for chemical mixtures: Extension of a methodology developed for herbicides to a group of insecticides and a group of pharmaceuticals*. Ecotoxicology and Environmental Safety 71, 740-748.
- CITIVÀ, M., M., D.M., 1997. *SINTACS. Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Metodologia & Automatizzazione*, Bologna, Italia.
- COLLISON, E.J., RIUTTA, T., SLADE, E.M., 2013. *Macrofauna assemblage composition and soil moisture interact to affect soil ecosystem functions*. Acta Oecologica 47, 30-36.
- CORISCO-PEREZ, C., 2006. *Potabilisation: Les coûts réels de production de l'eau potable*. ENGREF, Montpellier, France.
- CORNISH, P.M., VERTESSY, R.A., 2001. *Forest age-induced changes in evapotranspiration and water yield in a eucalypt forest*. Journal of Hydrology 242, 43-63.
- COSANDEY, C., 1993. *Forêt et écoulement: Rôle de la forêt sur la formation des crues et le bilan d'écoulement, Impact d'une coupe forestière.*, Meudon, France.
- CROKE, J., HAIRSINE, P., FOGARTY, P., 2001. *Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface infiltration, erosion and delivery rates with time*. Forest Ecology and Management 143, 3-12.
- DALY, D., DASSARGUES, A., DREW, D., DUNNE, S., GOLDSCHIEDER, N., NEALE, S., POPESCU, I., ZWAHLEN, F., 2002. *Main concepts of the "European approach" to karst-groundwater-vulnerability assessment and mapping*. Hydrogeology Journal 10, 340-345.
- DE BUREN, G., 2011. *La régulation des interdépendances entre la forêt et l'eau potable en France. Etudes de cas sur le site du Mont Forchat. (projet Alpeau)*. IDHEAP, Lausanne, Suisse.
- DE SANTO, A.V., FIERRO, A., BERG, B., RUTIGLIANO, F.A., DE MARCO, A., 2002. *Heavy metals and litter decomposition in coniferous forests*. In: Developments in Soil Science. Elsevier, pp. 63-78.

- DE SCHRIJVER, A., GEUDENS, G., AUGUSTO, L., STAELENS, J., MERTENS, J., WUYTS, K., GIELIS, L., VERHEYEN, K., 2007. *The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review*. *Oecologia* 153, 663-674.
- DEGUCHI, A., HATTORI, S., PARK, H.-T., 2006. *The influence of seasonal changes in canopy structure on interception loss: Application of the revised Gash model*. *Journal of Hydrology* 318, 80-102.
- DEYRES, S., 2007. *Guide méthodologique d'analyse de traceurs fluorescents par spectrofluorimétrie*. UNINE, Neuchâtel, Suisse. 35.
- DOERFLIGER, N., PLAGNES, V., KAVOURI, K., GOUIN, J., 2009. *Cartographie de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères karstiques. Guide méthodologique de la méthode PaPRIKa*. Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). Orléans, France. 105.
- DOERFLIGER, N., ZWAHLEN, F., 1998. *Groundwater vulnerability mapping in karstic regions (EPIK). Application to groundwater protection zone: practical guide*. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEPF). Berne, Suisse. 56.
- DOUSSE, D., 2011. *Risque de contamination de l'eau souterraine en forêt lors du traitement des grumes à la cyperméthrine. Etude en milieu poreux et karstique*. EPFL, Lausanne, Suisse. 80.
- DRAAIJERS, G.P.J., ERISMAN, J.W., LEEUWEN, N.F.M.V., RÖMER, F.G., WINKEL, B.H.T., VELTKAMP, A.C., VERMEULEN, A.T., WYERS, G.P., 1997. *The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes*. *Atmospheric Environment* 31, 387-397.
- DUCOMMUN, R., 2010. *Estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu urbain*. UNINE, Neuchâtel, Suisse. 310.
- DURÁN-ZUAZO, V.H., FRANCIA-MARTÍNEZ, J.R., GARCÍA-TEJERO, I., TAVIRA, S.C., 2013. *Implications of land-cover types for soil erosion on semiarid mountain slopes: Towards sustainable land use in problematic landscapes*. *Acta Ecologica Sinica* 33, 272-281.
- EARNHART, D., 2013. *Water Pollution from Industrial Sources*. In: *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*. Elsevier, Waltham, pp. 114-120.
- EDMONDS, C., 2008. *Improved groundwater vulnerability mapping for the karstic chalk aquifer of south east England*. *Engineering Geology* 99, 95-108.
- EMMETT, B.S.A., REYNOLDS, B., STEVENS, P.A., NORRIS, D.A., 1993. *Nitrate Leaching from Afforested Welsh Catchments-Interactions between Stand Age and Nitrogen Deposition*. *AMBIO - STOCKHOLM*, Sweden. 386.
- ENGLER, A., 1919. *Untersuchungen über den Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer*. *Mitteilungen der Schweizerischen Zentralanstalt für das forstliche Versuchswesen*. 12, 1 - 626.
- ERISMAN, J.W., DRAAIJERS, G., 2003. *Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation*. *Environmental Pollution* 124, 379-388.
- FETTER, C.W., 2001. *Applied Hydrogeology*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA. 598.
- FIQUEPRON, J., GARCIA, S., STENGER, A., 2008. *Mesure de l'impact de la forêt sur le prix et la qualité de l'eau à l'échelle d'un territoire*. INRA, UMR 356 Laboratoire d'Economie Forestière, F-54000 Nancy, France, LILLE, France.
- FISCHER, M., TRNKA, M., KUČERA, J., DECKMYN, G., ORSÁG, M., SEDLÁK, P., ŽALUD, Z., CEULEMANS, R., 2013. *Evapotranspiration of a high-density poplar stand in comparison with a reference grass cover in the Czech-Moravian Highlands*. *Agricultural and Forest Meteorology* 181, 43-60.
- FREY, B., KREMER, J., RÜDT, A., SCIACCA, S., MATTHIES, D., LÜSCHER, P., 2009. *Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure*. *European Journal of Soil Biology* 45, 312-320.

- FUTTER, M.N., RING, E., HÖGBOM, L., ENTENMANN, S., BISHOP, K.H., 2010. *Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale*. Environmental Pollution 158, 3552-3559.
- GABERŠČIK, A., MURLIS, J., 2011. *The role of vegetation in the water cycle*. Ecohydrology & Hydrobiology 11, 175-181.
- GOBAT, J.-M., ARAGNO, M., MATTHEY, W., 2010. *Le sol vivant. Base de pédologie - Biologie des sols*. Lausanne, Suisse.
- GOGU, R.C., DASSARGUES, A., 2000. *Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods*. Environmental Geology 39, 549-559.
- GOLDSCHIEDER, N., KLUTE, M., S., S., H., H., 2000. *The PI Method - a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers*. Zeitschrift für angewandte Geologie 46,3, 157 - 166.
- GOWER, C., ROWELL, D.L., NORTCLIFF, S., WILD, A., 1995. *Soil acidification: comparison of acid deposition from the atmosphere with inputs from the litter/soil organic layer*. Geoderma 66, 85-98.
- GÜLER, C., KURT, M.A., KORKUT, R.N., 2013. *Assessment of groundwater vulnerability to nonpoint source pollution in a Mediterranean coastal zone (Mersin, Turkey) under conflicting land use practices*. Ocean & Coastal Management 71, 141-152.
- HEGG, C., JEISY, M., WALDNER, P., 2006a. *La forêt et l'eau potable. Une étude bibliographique*. WSL, Institut de recherche sur la forêt, la neige et le paysage, Birmensdorf, Suisse.
- HEGG, C., MCARDELL, B.W., BADOUX, A., 2006b. *One hundred years of mountain hydrology in Switzerland by the WSL*. Hydrological Processes 20, 371-376.
- HERBST, M., ROSIER, P.T.W., MCNEIL, D.D., HARDING, R.J., GOWING, D.J., 2008. *Seasonal variability of interception evaporation from the canopy of a mixed deciduous forest*. Agricultural and Forest Meteorology 148, 1655-1667.
- HORNBECK, J.W., ADAMS, M.B., CORBETT, E.S., VERRY, E.S., LYNCH, J.A., 1993. *Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northern USA*. Journal of Hydrology 150 (2 - 4), 323 - 344.
- HUAN, H., WANG, J., TENG, Y., 2012. *Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model: A case study in Jilin City of northeast China*. Science of The Total Environment 440, 14-23.
- HUDSON, J.A., CRANE, S.B., ROBINSON, M., 1999. *The impact of the growth of new plantation forestry on evaporation and streamflow in the Llanbrynmair catchments*. Hydrol. Earth Syst. Sci. 1, 463-475.
- HUNEAU, F., JAUNAT, J., KAVOURI, K., PLAGNES, V., REY, F., DÖRFLIGER, N., 2013. *Intrinsic vulnerability mapping for small mountainous karst aquifers, implementation of the new PaPRIKa method to Western Pyrenees (France)*. Engineering Geology 161, 81-93.
- IDE, J.I., FINÉR, L., LAURÉN, A., PIIRAINEN, S., LAUNIAINEN, S., 2013. *Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland*. Forest Ecology and Management 304, 482-491.
- ISSKA, 2011. *Extrait du guide d'excursions hydrogéologiques "Gorges de l'Areuse"*. La-Chaux-de-Fonds, Suisse.
- JABIOL, B., BRÊTHES, A., PONGE, J.-F., TOUTAIN, F., BRUN, J.-J., 2007. *L'humus sous toutes ses formes*. ENGREF, Nancy, France.
- JEANDEL, F., CANTÉGRIL, J.B., BELLAUD, L., 1862. *Etudes expérimentales sur les inondations.*, Paris, France. 144.

- JEANNIN, P.Y., 1998. *Structure et comportement hydraulique des aquifères karstiques*. Université de Neuchâtel, Neuchâtel, Suisse. 237.
- JEANNOLIN, F., 1999. *Commune de Saint-Laurent. Alimentation en eau potable. Notice explicative*. Conseil Général de la Haute-Savoie. Saint-Laurent, France.
- JEANNOLIN, F., 2003. *Additif au rapport hydrogéologique du 25 janvier 1999. Définition des permietres de protection des captages d'Essert*. Conseil Général de la Haute-Savoie. Saint-Laurent, France.
- JEANNOLIN, F., 2006. *Commune de Saint-Laurent. Alimentation en eau potable. Notice explicative*. . Departement de la Haute-Savoie. Saint-Laurent, France.
- JOHNSON, R., 1998. *The forest cycle and low river flows: a review of UK and international studies*. Forest Ecology and Management 109, 1-7.
- JORDI, B., 2005. *Protection des eaux souterraines en forêt. L'environnement pratique. Fiche technique*. . Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEFP). Berne, Suisse.
- JOUD, D., 2006. *Stations forestières Alpes du Nord et montagne de l'Ain CRPF*, Rhône-Alpes, France.
- KAZDA, M., PICHLER, M., 1998. *Priority assessment for conversion of Norway spruce forests through introduction of broadleaf species*. Forest Ecology and Management 102, 245-258.
- KEESSTRA, S.D., GEISSEN, V., MOSSE, K., PIIRAINEN, S., SCUDIERO, E., LEISTRA, M., VAN SCHAIK, L., 2012. *Soil as a filter for groundwater quality*. Current Opinion in Environmental Sustainability 4, 507-516.
- KEIM, R.F., TROMP-VAN MEERVELD, H.J., J.J., M., 2006. *A virtual experiment on the effects of evaporation and intensity smoothing by canopy interception on subsurface stormflow generation*. Journal of Hydrology 327, 352 - 364.
- KREUTZER, K., BEIER, C., BREDEMEIER, M., BLANCK, K., CUMMINS, T., FARRELL, E.P., LAMMERSDORF, N., RASMUSSEN, L., ROTHE, A., DE VISSER, P.H.B., WEIS, W., WEIB, T., XU, Y.J., 1998. *Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites*. Forest Ecology and Management 101, 125-142.
- KUCZERA, G., 1987. *Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalypt forest*. Journal of Hydrology 94, 215-236.
- LEAUX, 1991. *Loi fédérale sur la protection des eaux (Loi sur les forêts, LFo)*. Berne, Suisse. 30.
- LERNER, D.N., HARRIS, B., 2009. *The relationship between land use and groundwater resources and quality*. Land Use Policy 26, Supplement 1, S265-S273.
- LFO, 1991. *Loi fédérale sur les forêts (Loi sur les forêts, LFo)*. Berne, Suisse. 18.
- LOCKHART, K.M., KING, A.M., HARTE, T., 2013. *Identifying sources of groundwater nitrate contamination in a large alluvial groundwater basin with highly diversified intensive agricultural production*. Journal of Contaminant Hydrology 151, 140-154.
- LUETSCHER, M., PERRIN, J., 2001. *Multitraçage dans la région du Noirmont (Jura vaudois). Résultats préliminaires*. Genève, Suisse.
- LUETSCHER, M., PERRIN, J., 2002. *Expérience de multitraçage dans quatre gouffres du Jura vaudois. Rapport final du spéléo club de la Vallée de Joux (SCVJ) et du spéléo club de Nyon (SCN), Gland*. .
- LUETSCHER, M., PERRIN, J., 2005. *The Aubonne karst aquifer (Swiss Jura)*. La-Chaux-de-Fonds, Suisse.
- MANNERKOSKI, H., FINÉR, L., PIIRAINEN, S., STARR, M., 2005. *Effect of clear-cutting and site preparation on the level and quality of groundwater in some headwater catchments in eastern Finland*. Forest Ecology and Management 220, 107-117.

- MANNINGS, S., SMITH, S., BELL, J.N.B., 1996. *Effect of acid deposition on soil acidification and metal mobilisation*. Applied Geochemistry 11, 139-143.
- MARGAT, J., 1968. *Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution (Groundwater vulnerability to contamination) (in French)*. Base de la cartographie. Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). Orléans, France.
- MARTY, C., HOULE, D., DUCHESNE, L., GAGNON, C., 2012. *Canopy interaction with precipitation and sulphur deposition in two boreal forests of Quebec, Canada*. Environmental Pollution 162, 354-360.
- MARTY, P., 2011. *Recommandations forestières pour les captages d'eau potable. Région Midi-Pyrénées. Guide pratique*. France.
- MATTHEY, B., 1991. *Détermination des zones de protection des captages des Gorgres de l'Areuse. Rapport intermédiaire*. Bernard Matthey Ingénieurs Conseils SA. Suisse.
- MATTHEY, B., 1995. *Détermination des zones de protection des captages des Gorgres de l'Areuse. Synthèse des études menées de 1988 à 1995. Rapport final*. Bernard Matthey Ingénieurs Conseils SA. Suisse.
- MATTHEY, B., 1999. *Correction de la J10 entre Fretereules et les Chaumes. Surveillance des sources et captages des gorges de l'Areuse*. Montezillon. Suisse.
- MCGUINNESS, J.L., HARROLD, L., 1971. *Reforestation influences on small watershed streamflow*. Water Resources Research 7 4, 845 - 852.
- MEIA, J., FREI, E., 1976. *Atlas géologique de la Suisse, feuille 1163 Travers* Swisstopo.
- MEYLAN, B., 2003. *Der Wald sorgt für sauberes Trinkwasser*. Fachzeitschrift gwa - Gas Wasser Abwasser 3, 191 - 199.
- MIMI, Z.A., ASSI, A., 2009. *Intrinsic vulnerability, hazard and risk mapping for karst aquifers: A case study*. Journal of Hydrology 364, 298-310.
- MOHAMMAD, G., ADAM, M.A., 2010. *The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses*. CATENA 81, 97-103.
- MOREAU, F., 2013. *Hydrogéologie et vulnérabilité de la source du Montant*. Université de Neuchâtel, Neuchâtel, Suisse, 67.
- MUKUNDAN, R., PIERSON, D.C., SCHNEIDERMAN, E.M., O'DONNELL, D.M., PRADHANANG, S.M., ZION, M.S., MATONSE, A.H., 2013. *Factors affecting storm event turbidity in a New York City water supply stream*. Catena 107, 80 - 88.
- MURAKAMI, S., 2006. *A proposal for a new forest canopy interception mechanism: Splash droplet evaporation*. Journal of Hydrology 319, 72-82.
- NGUYET, V.T.M., GOLDSCHIEDER, N., 2006. *A simplified methodology for mapping groundwater vulnerability and contamination risk, and its first application in a tropical karst area, Vietnam*. Hydrogeology Journal 14, 1666 - 1675.
- OEAUX, 1998. *Ordonnance sur la protection des eaux*. Berne, Suisse.
- OFE, 1977/82. *Instruction pratiques pour la détermination des secteurs de protection des eaux, des zones et des périmètres de protection des eaux souterraines* Office Fédéral de l'Environnement (OFE). Berne, Suisse.
- OFEFP, WSL, 2005. *Rapport forestier 2005 – Faits et chiffres sur l'état de la forêt suisse*. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEFP), Berne, Suisse.
- Institut Fédéral de Recherches sur la Forêt, la Neige et le Paysage (WSL). Berne/Birmensdorf, Suisse.
- ORRCHIM, 2005. *Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques*. Berne, Suisse.
- OSOL, 1998. *Ordonnance sur les atteintes portées aux sols*. Berne, Suisse.

- PARRIAUX, A., 1994. *Projet de dimensionnement des zones de protection du puits du Montant*. EPFL, GEOLEP, Lausanne, Suisse. 40.
- PASQUIER, F., MOJON, P.-O., GOGNAT, S., 2013. *Atlas géologique de la Suisse, feuille 1163 Travers, notice explicative 162*. Swisstopo, Wabern/Bern, Suisse.
- PAVLIS, M., CUMMINS, E., 2014. *Assessing the vulnerability of groundwater to pollution in Ireland based on the COST-620 Pan-European approach*. *Journal of Environmental Management* 133, 162-173.
- PIRASTRU, M., CASTELLINI, M., GIADROSSICH, F., NIEDDA, M., 2013. *Comparing the Hydraulic Properties of Forested and Grassed Soils on an Experimental Hillslope in a Mediterranean Environment*. *Procedia Environmental Sciences* 19, 341-350.
- POCHON, A., ZWAHLEN, F., 2003. *Délimitation des zones de protection des eaux souterraines en milieu fissuré. Guide pratique. L'environnement pratique*. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEPF), Office Fédéral des Eaux et de la Géologie (OFEG). Berne, Suisse. 83.
- RAVBAR, N., 2007. *The Protection of Karst Waters: A Comprehensive Slovene Approach to Vulnerability and Contamination Risk Mapping*. Inštitut za raziskovanje krasa ZRC SAZU.
- REEMTSMA, T., ALDER, L., BANASIAK, U., 2013. *Emerging pesticide metabolites in groundwater and surface water as determined by the application of a multimethod for 150 pesticide metabolites*. *Water Research* 47, 5535-5545.
- REWALD, B., MICHPOULOS, P., DALSGAARD, L., JONES, D.L., GODBOLD, D.L., 2011. *Hydrological Effects on Below Ground Processes in Temperate and Mediterranean Forests*. In: *Forests Management and the Water Cycle. An Ecosystem-Based Approach*. Springer Netherlands.
- RIEDER, S.R., TIPPING, E., ZIMMERMANN, S., GRAF-PANNATIER, E., WALDNER, P., MEILI, M., FREY, B., 2014. *Dynamic modelling of the long term behaviour of cadmium, lead and mercury in Swiss forest soils using CHUM-AM*. *Science of The Total Environment* 468–469, 864-876.
- ROBINSON, M., GANNON, B., SCHUCH, M., 1991. *A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry*. *Hydrological Sciences Journal* 36 (6), 565 - 577.
- ROSÉN, K., ARONSON, J.-A., ERIKSSON, H.M., 1996. *Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden*. *Forest Ecology and Management* 83, 237-244.
- ROTHE, A., HUBER, C., KREUTZER, K., WEIS, W., 2002. *Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies*. *Plant Soil* 240, 33-45.
- SCHUDEL, B., BIAGGI, D., DERVEY, T., KOZEL, R., MÜLLER, I., HENNING ROSS, J., SCHINDLER, U., 2002. *Utilisation des traceurs en hydrogéologie. Guide pratique*. Office Fédéral des Eaux et de la Géologie (OFEG). Berne, Suisse.
- SCIACCA, S., PRONK, M., THUELER, L., 2012. *Protection des eaux souterraines dans les forêts de l'arc alpin. Synthèse des travaux scientifiques réalisés à l'Université de Neuchâtel dans le cadre du projet ALPEAU*. Université de Neuchâtel, Suisse. 86.
- SHEMES, G.P., 1999. *Department of the Environment and Local Government, E.P.A.a.G.S.o.I*. Dublin. Ireland. 24.
- SPIECKER, H., HANSEN, J., KLIMO, E., SKOVSGAARD, J.P., STERBA, H., VON TEUFFEL, K., 2004. *Norway Spruce Conversion – Options and Consequences*. Brill Academic Publishers, Leiden, Netherlands.
- SVOBODA, M., FRAVER, S., JANDA, P., BAČE, R., ZENÁHLÍKOVÁ, J., 2010. *Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest*. *Forest Ecology and Management* 260, 707-714.
- TALKNER, U., KRÄMER, I., HÖLSCHER, D., BEESE, F., 2010. *Deposition and canopy exchange processes in central-German beech forests differing in tree species diversity*. *Plant Soil* 336, 405-420.

- THIERRIN, J., STEFFEN, P., CORNAZ, S., VUATAZ, F.D., BALDERE, W., LOOSER, M., 2003. *Echantillonnage des eaux souterraines. Guide pratique. L'environnement pratique*. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage OFEFP, Société Suisse d'Hydrogéologie (SSH). Berne, Suisse. 82.
- TRAN, N.H., HU, J., LI, J., ONG, S.L., 2014. *Suitability of artificial sweeteners as indicators of raw wastewater contamination in surface water and groundwater*. *Water Research* 48, 443-456.
- VAN BEYNEN, P.E., NIEDZIELSKI, M.A., BIALKOWSKA-JELINSKA, E., ALSHARIF, K., MATUSICK, J., 2012. *Comparative study of specific groundwater vulnerability of a karst aquifer in central Florida*. *Applied Geography* 32, 868-877.
- VERTESSY, R.A., WATSON, F.G.R., O'SULLIVAN, S.K., 2001. *Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests*. *Forest Ecology and Management* 143, 13-26.
- VÍAS, J.M., ANDREO, B., PERLES, M.J., CARRASCO, F., VADILLO, I., JIMÉNEZ, P., 2006. *Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method*. *Hydrogeology Journal* 14, 912 - 925.
- VOLPE, V., MARANI, M., ALBERTSON, J.D., KATUL, G., 2013. *Root controls on water redistribution and carbon uptake in the soil-plant system under current and future climate*. *Advances in Water Resources* 60, 110-120.
- VRBA, J., ZAPOROZEC, A., 1994. *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*, Hannover, Netherlands.
- WAGNER, B., TARNAWSKI, V.R., HENNINGS, V., MÜLLER, U., WESSOLEK, G., PLAGGE, R., 2001. *Evaluation of pedo-transfer functions for unsaturated soil hydraulic conductivity using an independent data set*. *Geoderma* 102, 275-297.
- WALDWISSEN.NET, http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/betriebsarten/wsl_kahlschlag.
- WALTHERT, L., BLASER, P., LÜSCHER, P., LUSTER, J., ZIMMERMANN, S., 2003. *Langfristige Waldökosystem-Forschung LWF in der Schweiz. Kernprojekt Bodenmatrix. Ergebnisse der ersten Erhebung 1994–1999*. Zürich, Suisse. 340.
- WALTHERT, L., GRAF PANNATIER, E., MEIER, E.S., 2013. *Shortage of nutrients and excess of toxic elements in soils limit the distribution of soil-sensitive tree species in temperate forests*. *Forest Ecology and Management* 297, 94-107.
- WWF, 2008. *Living Planet Report 2008*. Gland, Switzerland.
- ZHANG, H., HISCOCK, K.M., 2011. *Modelling the effect of forest cover in mitigating nitrate contamination of groundwater: A case study of the Sherwood Sandstone aquifer in the East Midlands, UK*. *Journal of Hydrology* 399, 212-225.
- ZWAHLEN, F., 2003. *Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Carbonate (karst) Aquifers - Final Report*. Brussels, Belgium.

Annexes

Annexe I : Synthèse des relevés de forage autour de la placette du WSL.

Les forages ont été effectués par plusieurs bureaux privés, et les données ont été récoltées sur le géoportail du canton de Vaud (www.geoplanet.vd.ch).

SYNTHÈSE DES FORAGES AUTOUR DE LA WSL PLOT DORVILLE

N° Forage	Altitude	Oriental site	Piedmonteur	Bout	Altitude drain	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé	Relevé
1	697 m	WNW	5 m	Sarrigue	?	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux
2	718 m	NW	6 m	Sarrigue	?	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux
3	732 m	NNW	12 m	Sarrigue	?	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux
4	750 m	WSW	120 m	Gedherme	?	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux
5	721 m	WSW	110 m	Gedherme	?	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux
6	717 m	W	150 m	Gedherme	?	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux
7	705 m	WNW	120 m	Gedherme	?	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux	Hauteur de pied gris argileux
8	808 m	SW	2,7 m	Hydrofol	?	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale
9	711 m	W	8 m	Hydrofol	?	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale
10	708 m	WNW	20,4 m	Hydrofol	?	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale
11	839,3 m	SSE	3,6 m	Edien	?	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale
12	827,2 m	E	3,6 m	Edien	?	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale
13	815,2 m	NE	3,4 m	Edien	?	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale	Terre végétale

Fin

limite terroir - quart.

Annexe II : complément d'information et résumé du rapport pédologique du WSL (Walther et al. 2003).

Cette annexe donne des précisions quant à la description pédologique du sol de la placette des bois du Jorat.

Acidité du sol

Le pH du sol est assez faible dans la couche supérieur, avec une valeur autour de 4, il augmente lentement à partir de 80cm de profondeur. Vers 2.7m de profondeur, zone de transition entre le sol et la roche mère, le pH augmente rapidement pour atteindre une valeur supérieure à 7, à 3.1m de profondeur.

Le taux de saturation en cations basiques est « le rapport entre la somme des cations basiques échangeables S et la capacité d'échange cationique CEC ou T, exprimé en pourcentage » (Gobat et al. 2010) :

$$V = \frac{S \text{ (cmol}^+/\text{kg)}}{T \text{ (cmol}^+/\text{kg)}}$$

Dans les 10 premiers cm du sol, riches en humus, on trouve de nombreux sites d'échangeurs de cations, malgré un pH faible. La saturation en cations basiques est ici de 15 à 30% de plus que pour les horizons juste en-dessous. Entre 0.1m et 1m10, les sites d'échanges de cations sont principalement occupés par l'aluminium. Le taux de saturation en cations basiques est ici de 5 – 10%, ce qui est faible. Au-dessous de 1m10, la proportion de cations participant aux échanges ioniques augmente avec la profondeur. Le taux de saturation en cations basiques atteint les 100% dans l'horizon C, roche mère.

Ces observations permettent d'interpréter de l'évolution de l'acidité du sol au cours de la pédogenèse. Le sol a évolué de l'altération de la roche mère, carbonatée, jusqu'à devenir un brunisol. Le sol est très épais et acidifié en profondeur. En effet, la roche mère se trouve à 3m, et ce n'est qu'à partir de la zone transitoire entre le sol et la roche mère que le pH augmente. Le carbonate présent originellement dans les sols a donc déjà été consommé pour tamponner l'acidité durant la pédogenèse.

Bien que le profil soit très acide, le taux de saturation en cations basiques est assez élevé dans les premiers cm du sol, ce qui traduit un apport constant de nutriments par la litière.

L'évaluation des risques d'acidification future des sols part de l'hypothèse que les facteurs anthropiques responsables de ce processus restent constants. Les risques d'acidification des sols sont considérés comme importants, d'autant plus que la quasi-totalité de la zone racinaire est très acide. En raison du faible pH, la dégradation de la matière organique est freinée, si bien qu'en certains endroits de la placette, une accumulation de MO s'est formée à la surface, engendrant un humus de type moder. En cas d'acidification des sols, cette accumulation de MO sera d'autant plus importante, ce qui confère un caractère rétroactif à ce processus. Autrement dit, plus le sol s'acidifie, plus il risque de s'acidifier.

De 1m10 à 1m80, on trouve la zone de transition entre les sites d'échanges cationiques occupés par l'aluminium et la zone tampon. Une acidification progressive à cette profondeur a pour conséquence une diminution des éléments nutritifs sur les sites d'échange cationiques. Dans ces conditions, une zone très faiblement saturée en cations basiques va s'étendre en profondeur, avec pour conséquence le lessivage des éléments nutritifs. Dans ces conditions et sur une très longue période, la dégradation des carbonates peut aussi progresser dans les couches profondes du sol.

La croissance des arbres peut être affectée par cette acidification des sols, tant par la perte d'éléments nutritifs, que par la diminution du ratio BC/AL (cation basiques / aluminium total dissout) dans la rhizosphère. Ceci représente un risque pour les espèces sensibles, particulièrement pendant leur phase de croissance. Ce risque s'accroît en cas d'augmentation de l'acidification, car la zone pauvre en éléments nutritifs peut alors s'étendre plus profondément et empêcher les jeunes arbres de s'alimenter en raison de leurs racines trop courtes.

L'acidification des sols augmente aussi le risque de migration des métaux lourds en profondeur. Mais grâce au substratum carbonaté, un risque de contamination des eaux souterraines peut être négligé, sauf en présence de zones d'infiltration préférentielle (effet bypass de la ZNS).

Métaux lourds

Les teneurs en zinc et cuivre sont globalement faibles à très faibles, par rapport aux valeurs indicatives définies dans l'ordonnance sur les atteintes portées aux sols (Osol, 1998). Toujours selon ce même référentiel, les valeurs en chrome sont faibles à élevées selon l'horizon, et elles varient de basses à très élevées pour le nickel. Les niveaux en plomb sont élevés dans les 5 premiers cm du sol, puis ils baissent rapidement pour atteindre des niveaux bas à partir de 15cm de profondeur. Les valeurs de références ne sont dépassées que pour le nickel, mais très légèrement, et seulement entre 240 et 300cm de profondeur.

Le risque pour les microorganismes est faible dans les 10 premiers cm du sol. En effet, les teneurs en métaux lourds sont suffisamment faibles en surface, à l'exception du chrome, pour lequel les valeurs critiques pour la faune des sols forestiers sont dépassées.

Le facteur d'enrichissement est élevé pour le plomb dans les 10 premiers cm du sol, ce qui traduit des intrants provenant de source atmosphérique. Un épuisement de nickel est observé dans la couche superficielle (premiers 25cm environ), et les valeurs en cuivre montrent un léger appauvrissement dans les 50 premiers cm, et un léger enrichissement dans les horizons inférieurs. Pour le zinc et le chrome, on ne peut déterminer ni un enrichissement ni un épuisement de ces substances le long du profil. La seule source anthropogénique de métaux lourds identifiée est le plomb, dans les 10 premiers cm du sol. Les fortes teneurs de nickel observées en profondeur sont d'origine naturelle, comme en témoignent les fortes teneurs en cet élément dans la roche mère.

La mobilité des métaux lourds est assez élevée en raison des faibles valeurs de pH, sauf pour le plomb. Dans la partie supérieure du profil, la couche humifère induit des forces d'encrage élevées pour le cuivre, le chrome et le plomb, car ces éléments ont une affinité élevée avec la matière organique. L'augmentation du pH dans l'horizon C réduit fortement la mobilité de la plupart des métaux lourds. Le cuivre et le plomb se comportent de manière différente, car ils sont davantage mobilisables en raison de la formation d'un complexe carbonique soluble. Cependant, le risque de contamination des eaux souterraines par les métaux lourds est relativement faible.

Eléments nutritifs

L'évaluation de la disponibilité des éléments nutritifs basée uniquement sur la structure du sol et la forme d'humus n'est pas optimale. C'est pourquoi les rapports C/N et C/P et le pH ont aussi étudiés. Une fine couche de matière organique recouvre l'ensemble de la placette, car les organismes du sol peinent à décomposer la litière en une année seulement. La forme d'humus est donc de type Moder à Mull, selon les endroits. L'acidité assez forte du sol, la litière lourde et le climat frais et humide sont responsables de cette décomposition incomplète de la matière organique. Ces observations sont en contradiction avec la valeur du rapport C/N, qui est de 15 dans les 5 premiers cm du sol. Cette valeur suggère une forme d'humus Mull, induisant un taux modérément élevé de minéralisation des éléments nutritifs, l'azote en particulier. Néanmoins, la couche organique est peu épaisse, ce qui montre que la décomposition de la matière organique est tout de même importante.

La capacité d'échange cationique est basse sur l'ensemble du profil, à l'exception de l'horizon C. Elle n'augmente que légèrement dans les premiers cm de la couche arable par rapport aux couches inférieures. L'augmentation dans l'horizon C est provoquée par la dissolution du calcaire par extraction. En raison des conditions fortement acides, l'aluminium domine jusqu'à 1m10 de profondeur sur les sites d'échanges cationiques. Le taux d'occupation des éléments nutritifs est donc faible dans ces couches du sol. Passé cette profondeur, le taux d'occupation par le calcium augmente régulièrement pour atteindre 100% dans l'horizon C. Le magnésium est présent lorsque le calcium et l'aluminium entrent en compétition, c'est-à-dire entre 1m10 et 2m80 environ, avec un taux d'occupation maximal vers 1m40 (zone médiane). Le taux d'occupation du potassium est très faible, et constant tout au long du profil.

Le stock en éléments nutritifs dépend non seulement de la teneur en éléments nutritifs dans le sol, mais aussi du contenu du squelette, de la densité du sol et de sa profondeur. Les stocks de calcium et de magnésium sont assez faibles dans les 110 premiers cm, et augmentent ensuite de manière significative avec la profondeur. Les stocks de potassium augmentent de façon constante avec la profondeur, depuis les premiers cm. La disponibilité en éléments nutritifs dans la zone racinaire (0 – 60cm) est modérée pour le calcium, et faible voire insignifiante pour le magnésium et le potassium. Mais comme vu ci-dessus, les racines peuvent pénétrer jusqu'à 220cm de profondeur, et à cette profondeur la disponibilité en calcium ainsi qu'en magnésium est très élevée, et élevée en potassium.

De manière générale, la disponibilité en éléments nutritifs est évaluée comme étant élevée à très élevée. A noter que la disponibilité des éléments nutritifs est fortement dépendante de la teneur en eau du sol, qui est favorable dans ce cas-là.

Pertinence de la structure forestière et du choix des espèces en fonction des caractéristiques du sol

La structure forestière est dite équiennne, ce qui signifie que la majeure partie des arbres ont le même âge. En outre, cette forêt est composée quasi totalement de hêtres à maturité. D'après les caractéristiques de la station forestière et du sol, cette essence est en station. La station forestière correspond soit à la hêtraie-chênaie assez humide, soit à la hêtraie sapinière assez humide des stations forestières Alpes du Nord et montagne de l'Ain (Joud, 2006), l'équivalent de la hêtraie à aspérule (7f) ou hêtraie à millet (8a) pour les stations forestières suisses. La litière est composée majoritairement de feuilles de hêtre, et la nature de la couche superficielle et de la forme d'humus sont appropriés à la station. La forêt étant à maturité, un équilibre stable existe entre la litière et la dégradation.

Une introduction supplémentaire de résineux pourrait augmenter l'épaisseur de l'horizon F (litière), et recouvrir la plus grosse partie de la placette. Ceci aurait pour conséquence une augmentation du nombre de conifères, générant une compétition accrue avec les espèces en station lors de la phase de rajeunissement. En outre, une plus grande quantité d'éléments nutritifs serait piégée dans la couche organique, les rendant indisponibles pour la croissance des plantes. Finalement, il faudrait s'attendre à une amplification du processus d'acidification des sols, en raison de la décomposition incomplète de la matière organique à cause des acides.

Une introduction supplémentaire de feuillus adaptés à la station aurait l'effet inverse. Elle rendrait la dégradation de la litière encore plus efficace, et ainsi une minéralisation plus rapide des éléments nutritifs nécessaires à la croissance des plantes.

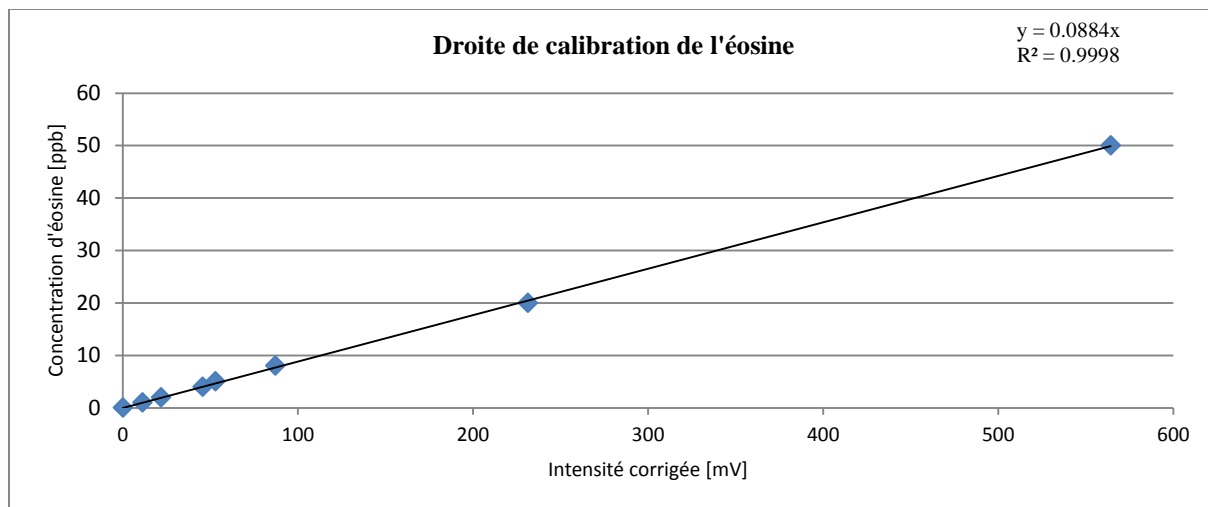
Pour **la croissance et la régénération de la forêt**, le sol n'est pas un facteur limitant. En effet, l'équilibre entre les phases eau et air du sol ainsi que la disponibilité en éléments nutritifs sont favorables. Néanmoins, certains éléments nutritifs (Ca, Mg et K) ne sont pas présents en quantité suffisante dans le premier mètre du sol pour permettre la croissance des feuillus précieux, tels que l'érable, le frêne, le cerisier, l'orme ou le tilleul.

Avec **l'introduction d'espèces à enracinement profond**, il est possible d'augmenter le stock d'éléments nutritifs dans la couche supérieure du sol. En effet, ceux-ci prélèvent les éléments nutritifs plus en profondeur et les remettent en circulation dans le système. En outre, un enracinement plus profond offre une meilleure résistance des peuplements aux tempêtes.

En **favorisant les feuillus**, il est possible de minimiser le risque d'endommagement des racines provoqué par l'aluminium. En effet, les arbres à feuilles caduques génèrent une litière améliorante, alors que les espèces sempervirentes engendrent une litière acidifiante.

Les recommandations basées sur les observations précédentes sont de favoriser le hêtre et le sapin, en accompagnant ces espèces d'érables sycomores, d'ormes, de frênes et de chênes, comme espèces dominantes, et de tilleuls, de charmes et de sorbiers comme espèces secondaires. La part de feuillus doit être au moins de 50%. A noter que ces conditions sont remplies dans l'état actuel du peuplement.

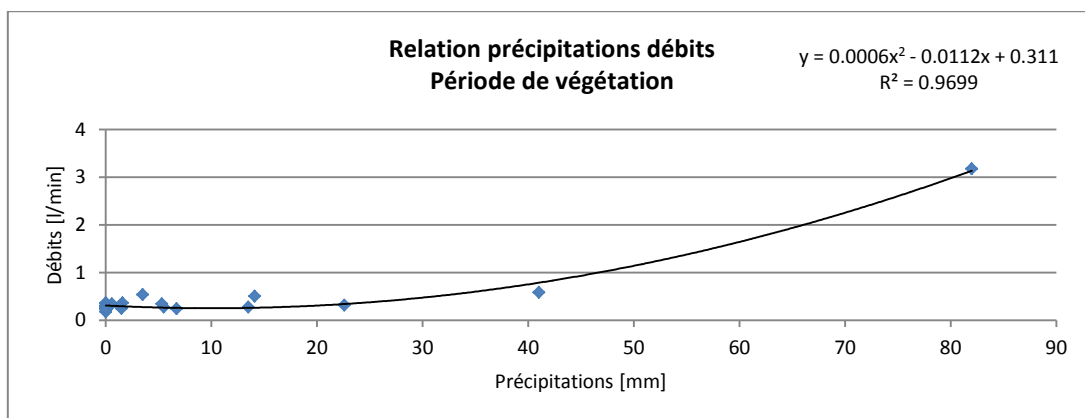
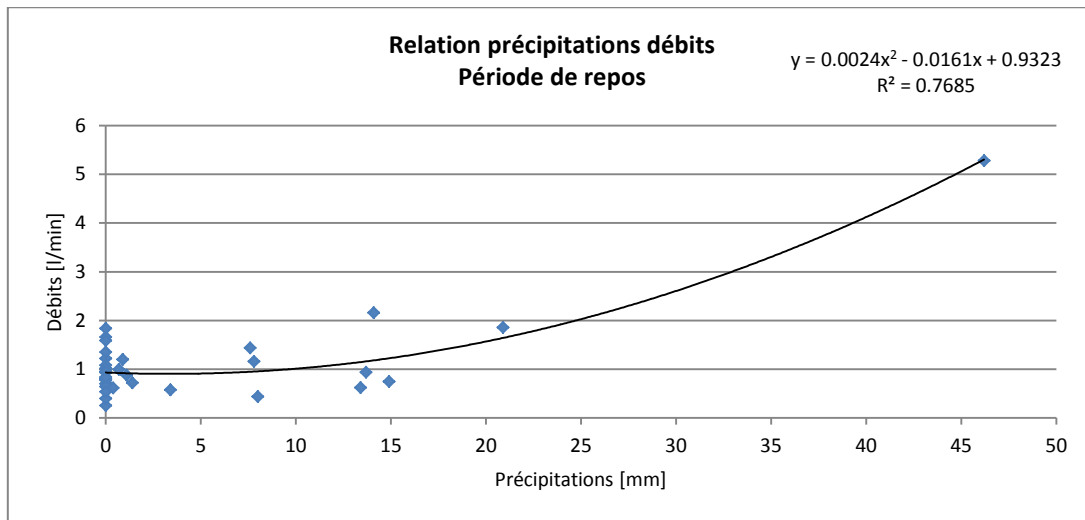
Annexe III : Droite de calibration pour le calcul des concentrations d'éosine.



N° Mesure	Concentration	Intensité	Bruit	Intensité corrigée	Concentration
Eos1	50	568.24	4	564.24	50
Eos2	20	236.38	5	231.38	20
Eos3	8	91.14	4	87.14	8
Eos4	5	56.86	4	52.86	5
Eos5	4	48.56	3	45.56	4
Eos6	2	23.79	2	21.79	2
Eos7	1	13.25	2	11.25	1
Eos8	0	2	2	0	0

Annexe IV : calcul des débits du seau en fonction des précipitations.

Corrélations entre les débits mesurés et les précipitations. Une différenciation est faite entre la période de végétation et la période de repos, car les dynamiques sont très différentes.



Annexe V : balances ioniques.

Site	Date Heure	Lithium	Sodium	Ammonium	Potassium	Magnésium	Calcium	Strontium	Fluorure	Chlorure	Nitrite	Bromure	Nitrate	Phosphate	Sulfate	TAC	Erreur
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
PSAT_EH	19.08.2013	0.0020	2.5970	N.a.	0.8295	7.5419	63.9270	0.2860	0.0402	1.4863	N.a.	N.a.	1.7649	0.1592	4.9382	226.31	0.82
PSAT_EB	09.09.2013	0.0017	2.3459	N.a.	0.7165	6.7669	58.4533	0.0558	0.0617	1.4934	N.a.	N.a.	1.5155	0.0353	5.4148	215.08	-1.54
PSAT_HB	03.12.2013	0.0010	2.5551	0.0678	0.6004	6.0914	55.2033	0.3186	0.0494	1.2874	N.a.	N.a.	3.3024	N.a.	6.4764	191.30	0.47
PSAT_HH	06.01.2014	N.a.	1.9957	0.0361	0.2368	3.2175	33.3165	0.1287	0.0397	0.8974	N.a.	N.a.	8.4663	N.a.	3.7608	82.10	1.64
ZH_EB	19.08.2013	0.0010	2.4907	0.0671	0.5604	5.7695	66.9319	0.3338	0.0403	1.4936	N.a.	N.a.	2.7413	N.a.	7.1643	219.11	1.55
ZH_EH	09.09.2013	0.0008	2.2272	0.0000	0.6717	4.9851	58.8209	0.0573	0.0553	1.6517	N.a.	N.a.	2.4705	N.a.	9.6882	199.11	-1.33
ZH_HB	03.12.2013	0.0005	2.3491	0.0269	0.3367	5.2247	54.2782	0.3110	0.0395	1.5829	N.a.	N.a.	2.1502	N.a.	6.3508	187.88	-0.53
ZH_HH	06.01.2014	0.0000	1.7942	0.0244	0.3183	3.0104	32.5783	0.2110	0.0274	1.0192	N.a.	N.a.	3.1210	N.a.	4.1066	105.90	1.66
CHYN_EH	19.08.2013	0.0017	2.6005	0.0000	0.5389	7.7966	73.2551	0.3443	0.0229	1.4339	N.a.	N.a.	2.6526	0.0174	6.5485	245.70	2.93
CHYN_EB	09.09.2013	0.0012	2.2723	0.0000	0.5570	6.6242	64.4979	0.0674	0.0462	1.3094	N.a.	N.a.	10.1679	N.a.	6.4690	214.96	1.11
CHYN_HH	04.11.2013	0.0009	1.7780	0.0111	0.6059	4.7847	46.8316	0.0506	0.0359	1.0511	N.a.	N.a.	6.8126	N.a.	4.4549	149.70	3.37
CHYN_HB	03.12.2013	0.0010	2.1762	0.0238	0.3717	6.3043	57.8836	0.3562	0.0397	1.2693	N.a.	N.a.	1.8422	N.a.	5.3432	199.47	1.86

N.a. = non détecté (valeurs en-dessous du seuil de détection de 0.005mg/l).

Annexe VII : compte-rendu de la journée d'échange sur la méthode ForDISK en Alsace.

Objectifs

Le 26 juin 2012, une vingtaine de personnes issues des milieux de la sylviculture, de l'hydrogéologie, de la pédologie et de la santé (ARS), se sont rencontrées pour discuter de la méthode ForDISK et de son application sur le terrain. Cette journée a permis aux différents acteurs d'échanger leurs connaissances au sujet de la gestion de l'eau souterraine en milieu forestier. Les lignes suivantes décrivent ce qui est ressorti de ces discussions.

Etat des connaissances des relations forêts – eaux souterraines en fonction de la profession

Les liens entre l'eau souterraine et la forêt sont difficiles à connaître pour les forestiers. Ils n'ont parfois pas connaissance de l'impact que peut avoir l'exploitation forestière et la sylviculture sur la qualité des eaux souterraines. De même, les hydrogéologues ignorent souvent beaucoup de la façon dont sont gérées et exploitées les forêts. Il y a régulièrement des confusions liées à une mauvaise utilisation du vocabulaire forestier par les hydrogéologues lorsqu'ils rédigent les DUP (Déclaration d'Utilité Publique). Il en résulte une mauvaise application des règles par les forestiers, non pas parce qu'ils ne les respectent pas, mais parce qu'elles ont mal été édictées. Des journées d'échange comme celle du 26 juin sont donc très bénéfiques afin d'approfondir les connaissances de chacun.

Propositions d'amélioration de la méthode ForSIG

Présenter la méthode sous forme d'arbre plutôt que d'un disque

Postulat : La méthode se présente actuellement sous forme d'un disque. Une présentation sous forme d'arbre est plus appropriée.

Avantage : Une présentation sous forme d'arbre permet d'octroyer plus de flexibilité à la méthode tout en évitant des situations absurdes (par exemple : présence de failles dans un aquifère alluvial). De plus, cela valorise les liens qu'entretiennent les paramètres les uns avec les autres.

Inconvénient : d'un point de vue purement pratique, une présentation sous forme d'arbre prend plus de place que sous forme de disque. La clé pour la détermination du Facteur de Vulnérabilité FV d'une zone est alors impossible à glisser dans une poche. De plus, les situations absurdes peuvent être évitées avec le disque si l'utilisateur fait preuve de bon sens. En effet cette méthode a aussi été testée en Haute-Savoie et donne de bons résultats. Finalement, la méthode se veut simple et l'introduction de l'arbre complique son application.

Conclusion : cette proposition est retenue, mais la méthode se présente maintenant sous forme de tableau. En effet, le nombre de critères est trop important pour la visualiser sous forme d'arbre.

Ajuster les paramètres en fonction des pollutions à éviter

Postulat : une adaptation de la méthode en fonction du type de pollution à éviter améliore sa fiabilité. Les spécialistes de la vulnérabilité des eaux souterraines appellent cela la « vulnérabilité spécifique (sous-entendu à un type de pollution) des eaux souterraines ». Ce terme est utilisé par opposition à la « vulnérabilité intrinsèque des eaux souterraines », qui ne permet pas d'adaptation au type de pollution à éviter.

Avantages : la méthode est affinée et sa fiabilité est augmentée lorsque l'on sait précisément à quel type de pollution l'eau souterraine est exposée sur un site particulier.

Inconvénient : il est difficile de savoir exactement à quel type de pollution est exposée l'eau qui s'infiltré sous une parcelle forestière. En effet, elle peut être exposée tant à des pollutions chimiques telles que les produits phytosanitaires ou les hydrocarbures qu'à une pollution physique comme la turbidité, ou encore à une pollution atmosphérique comme les composés azotés. La méthode vise à éviter tout type de pollution accidentelle (turbidité, hydrocarbures, phytosanitaires). Elle envisage donc le pire des cas, et ne conçoit donc pas d'adaptation à une pollution en particulier, car cela pourrait conduire à des contaminations inattendues dues à des erreurs d'interprétation.

Conclusion : cette proposition n'est pas retenue.

Ajouter la pente dans les critères de sensibilité

Postulat : la pente joue un rôle important dans les processus d'érosion des sols, et augmente ainsi le risque de turbidité à la source. Elle doit être ajoutée aux critères de sensibilité.

Avantage : la méthode est plus fiable et intègre le rôle de la pente dans les risques de turbidité.

Inconvénient : aucun.

Conclusion : cette proposition est retenue.

Ajouter la forme d'humus dans les critères de sensibilité

Postulat : la forme d'humus joue un rôle très important dans la filtration de certain type de pollution, comme l'aluminium ou les pollutions bactériologiques. Elle doit être ajoutée aux critères de sensibilité.

Avantage : la prise en compte de la forme d'humus améliore la fiabilité de la méthode pour les pollutions bactériologiques ou chimiques.

Inconvénients : ce paramètre est complexe à évaluer pour des personnes qui ont peu de connaissances en sciences du sol. De plus, la forme d'humus n'a pas d'influence sur la filtration de pollutions physiques comme la turbidité. Comme la méthode ne permet pas d'adaptation en fonction du type de pollution à éviter, et qu'elle envisage le pire des cas, ce critère ne doit pas y figurer.

Conclusion : cette proposition n'est pas retenue.

Ajouter des délais d'intervention dans les recommandations

Postulat : il manque les délais d'intervention dans les recommandations. Ces délais permettent de savoir après combien de temps il est possible d'intervenir lorsqu'il y a eu une pollution à un endroit donné. Les interventions peuvent être de divers ordres, comme par exemple le décapage d'un sol pollué aux hydrocarbures, ou la fermeture d'un captage suite à une quelconque pollution.

Avantage : l'exploitant sait s'il a le temps ou pas d'intervenir pour retirer la pollution du système. Si cela n'est pas possible, il sait approximativement à quel moment et durant combien de temps il doit prévoir une fermeture du captage.

Inconvénient : aucun

Conclusion : cette proposition est retenue.

Ajouter des surfaces maximales de coupes dans les recommandations

Postulat : il manque des surfaces maximales de coupes dans les recommandations. De telles recommandations pourraient permettre de limiter l'impact de l'exploitation forestière sur des zones vulnérables.

Avantage : en fonction de la vulnérabilité du site, le forestier sait approximativement la taille de coupe qu'il ne faut pas dépasser afin d'éviter toute pollution des eaux souterraines liée à cette intervention.

Inconvénient : aucun.

Conclusion : cette proposition est retenue.

Pondérer les critères de sensibilité

Postulat : certains critères ont un rôle plus important dans les processus d'atténuation des pollutions que d'autres. Il faut donc leur donner plus de poids.

Avantage : Les critères de sensibilité qui sont plus importants que les autres en termes de dégradation des pollutions sont mieux considérés. La méthode est plus fiable et plus représentative de la réalité.

Inconvénient : il faut trouver une manière d'argumenter la pondération des critères, de la tester et de la valider.

Conclusion : cette proposition n'est pas retenue, car le nombre important de critères relatif à chaque compartiment offre déjà une pondération. En effet, la méthode ForDISK propose 4 critères relatifs aux propriétés de l'aquifère, trois liés à la forme du terrain, deux au sol et deux à la forêt.

Mettre en place des journées de terrain pour expliquer aux utilisateurs de la méthode comment mesurer les paramètres sur le terrain

Postulat : la mesure des critères de sensibilité varie fortement d'un utilisateur à l'autre. Il faudrait donc uniformiser la façon dont ces critères sont mesurés sur le terrain.

Avantage : les gens mesurent les paramètres de la bonne manière, moins subjectivement que s'ils étaient livrés à eux-mêmes.

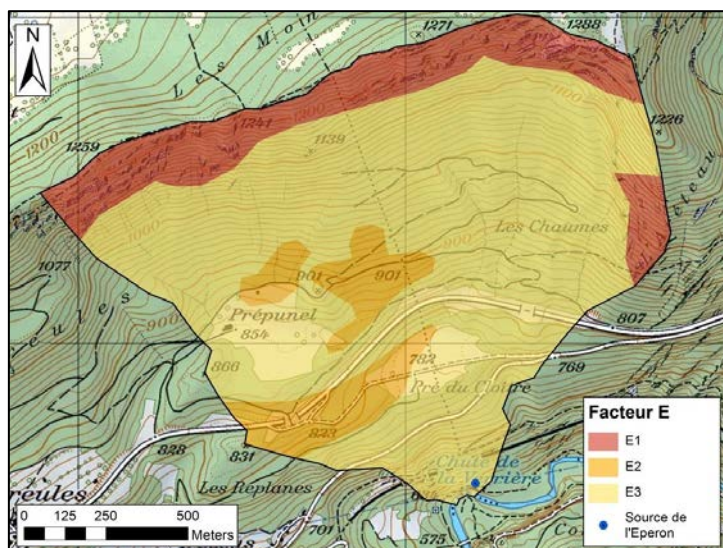
Inconvénient : ceci prend beaucoup de temps.

Conclusion : cette proposition est retenue.

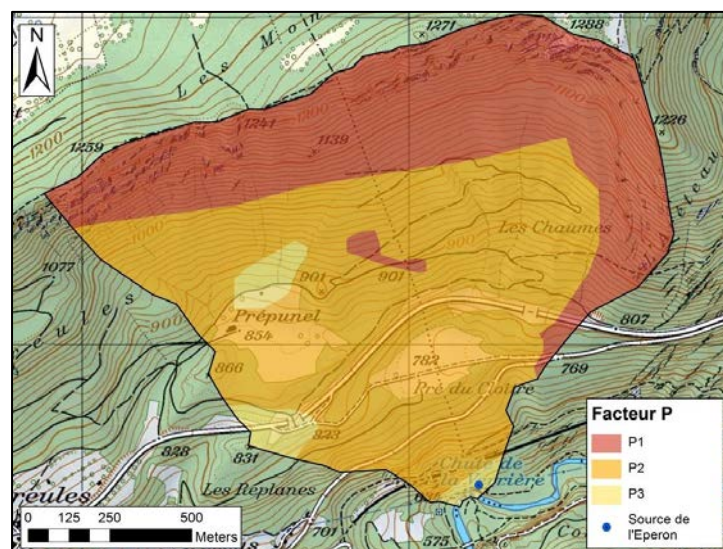
Conclusion générale

Toutes les personnes présentes affirment avoir été enrichies par cette rencontre. Elles ont non seulement approfondi leurs connaissances sur les professions des autres, mais elles ont aussi été renseignées sur les obligations et contraintes auxquelles elles sont soumises. Ce genre de rencontre mérite donc d'être reconduit. Cette journée a aussi permis d'identifier les forces et les faiblesses de la méthode ForDISK. Certaines propositions de modification de la méthode ont été retenues, d'autre non. Le choix des modifications à apporter s'est basé sur une longue réflexion et des discussions avec des experts de chaque domaine concerné que sont l'hydrogéologie, la pédologie et les sciences forestières.

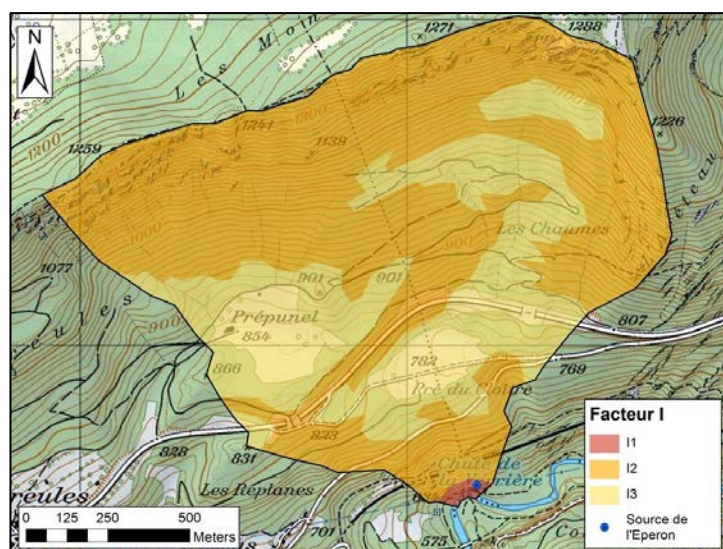
Annexe VIII : cartes des différents facteurs utilisés pour l'application de la méthode EPIK sur la source de l'Eperon.



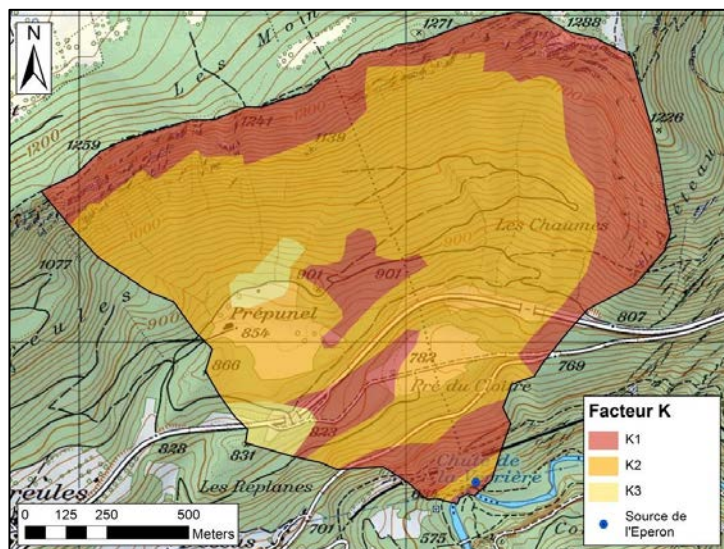
Le facteur E a été délimité d'après les cartes géologiques, stratigraphiques, lithologiques et hydrogéologiques, et les informations des rapports de Matthey ainsi que celles récoltées sur le terrain. La zone E1 est caractérisée par des lapiez et des falaises sans couverture pédologique. La zone E2 est caractérisée par des calcaires altérés proches de la surface, alors que la zone E3 représente le reste du bassin versant.



Le facteur P a été délimité d'après les cartes de profondeur du sol et la lithologie. Les zones P1 sont déterminées par des sols très superficiels sur calcaire. Les zones P2 sont caractérisées par des sols superficiels et moyens sur calcaire et sur éboulis, et les zones P3 sont définies par des sols moyens sur des marnes.



Le facteur I a été délimité sur la base de la carte topographique et les observations de terrain. La zone I1 correspond à la zone de l'Areuse, les zones I2 englobent les zones ayant des pentes de plus de 25% dans les prairies et pâturages ainsi que la zone amont. Les zones I3 représente le reste du bassin d'alimentation, qui alimente l'Areuse.



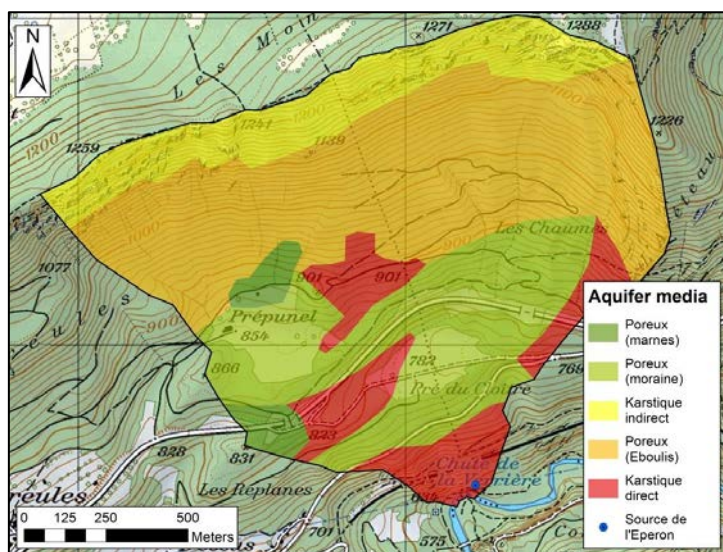
Le facteur K a été déterminé sur la base des essais de traçages relatés dans les rapports de Matthey (1994, 1999) ainsi que sur les connaissances géologiques et hydrogéologiques du terrain. Les zones K1 sont caractérisées par un réseau karstique développé, K2 peu développé, et K3 par du quaternaire.

Annexe IX : cartes des différents facteurs utilisés pour l'application de la méthode DRASTIC sur la source de l'Eperon.

Notes : Sur les cartes illustrant les différents critères utilisés pour l'application de la méthode DRASTIC, les termes de base (en anglais) ont été conservés. Pour le texte, ils ont été traduits en français.

Correspondances des critères de sensibilité pour l'application de la méthode DRASTIC

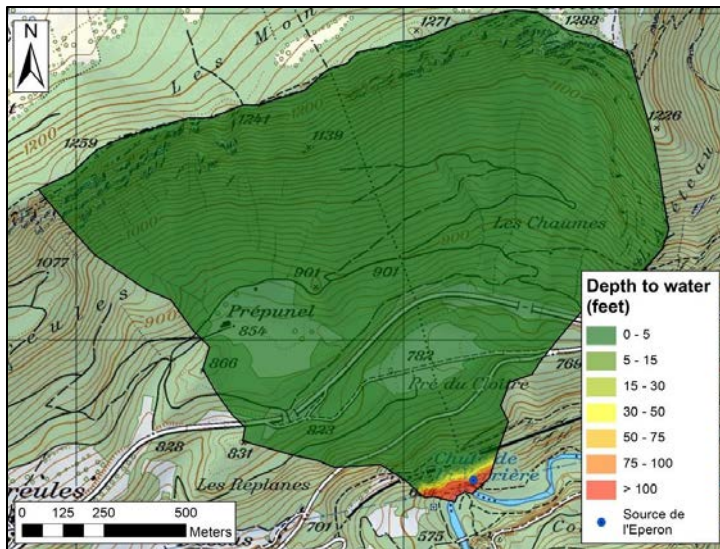
Terme DRASTIC	Traduction
Aquifer media	Type d'aquifère
Deth to water	Epaisseur de la ZNS
Hydraulic conductivity	Conductivité hydraulique
Net recharge	Recharge
Soil media	Type de sol
Topography	Pente
Impact of vadose zone	Nature de la ZNS



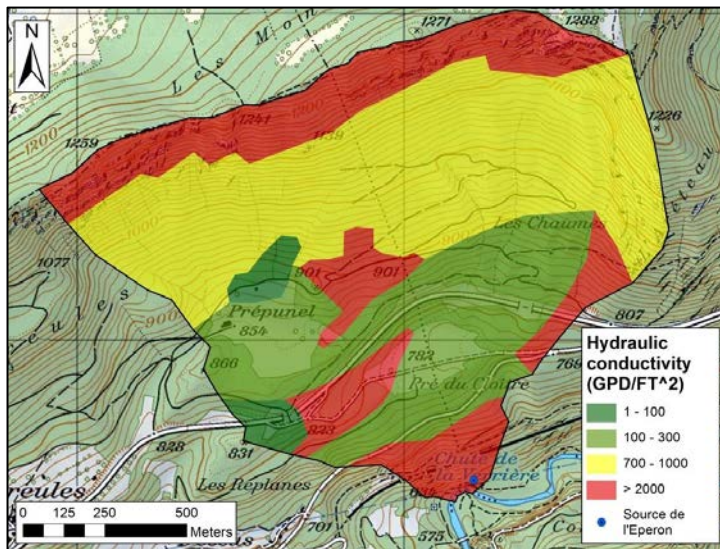
Le type d'aquifère a été déterminé de la même manière que pour la méthode ForSIG. Etant donné que la classification de DRASTIC ne satisfait pas toutes les situations rencontrées sur le terrain, des correspondances ont été données en fonction des situations rencontrées (voir tableau ci-dessous). A noter que le nombre de classes est supérieur dans la méthode DRASTIC, ce qui permet de déterminer une classe spécifique pour l'aquifère karstique qui n'alimente pas directement la source de l'Eperon.

Correspondances « Type d'aquifère » pour l'application de la méthode DRASTIC

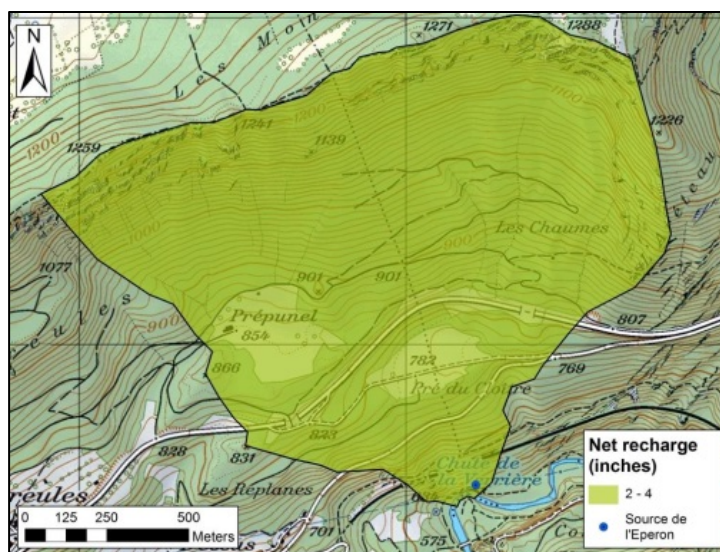
Aquifer media DRASTIC	Correspondance	Rating (= valeur)
Massive shale	Poreux (marnes)	2
Glacial Till	Moraine	5
Limestone	Karstique indirect	6
Sand and gravel	Eboulis	8
Karst limestone	Karstique direct	10



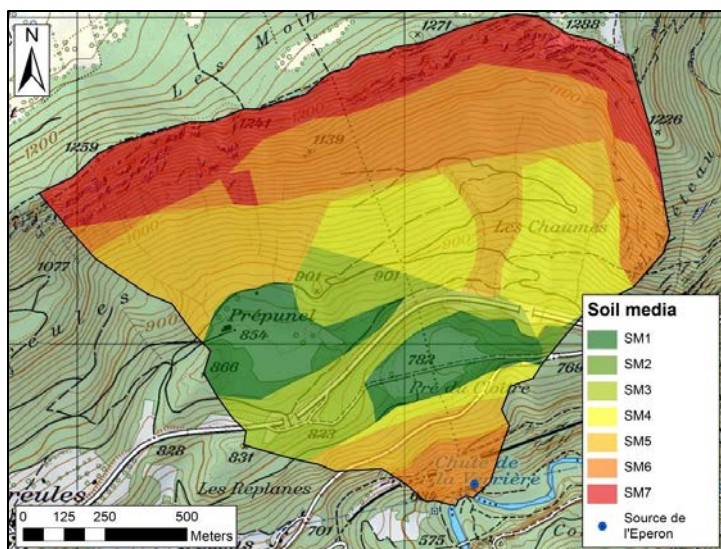
L'épaisseur de la zone non saturée a été estimée d'après les cartes topographiques et hydrogéologiques (Kiraly 1973), et d'après informations obtenues dans les rapports de Matthey (1991, 1995).



La conductivité hydraulique a été déterminée d'après le type d'aquifère et les tabelles correspondantes de DRASTIC (Aller *et al.*, 1987).



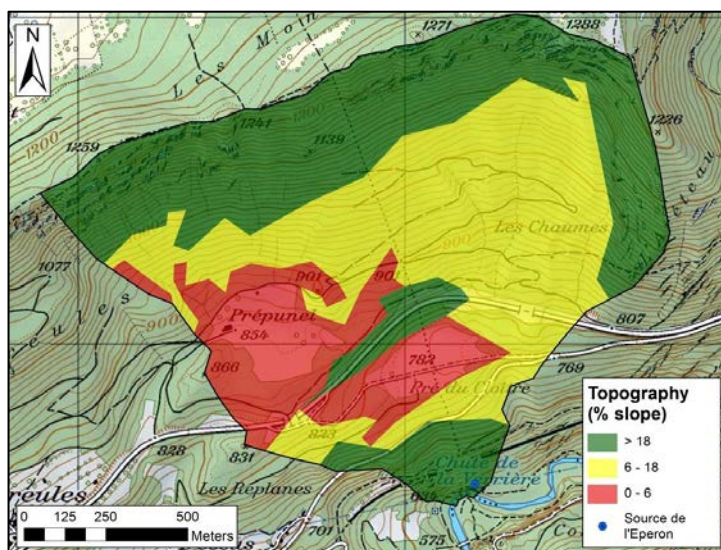
La recharge a été calculée d'après les rapports de Matthey (1991, 1995).



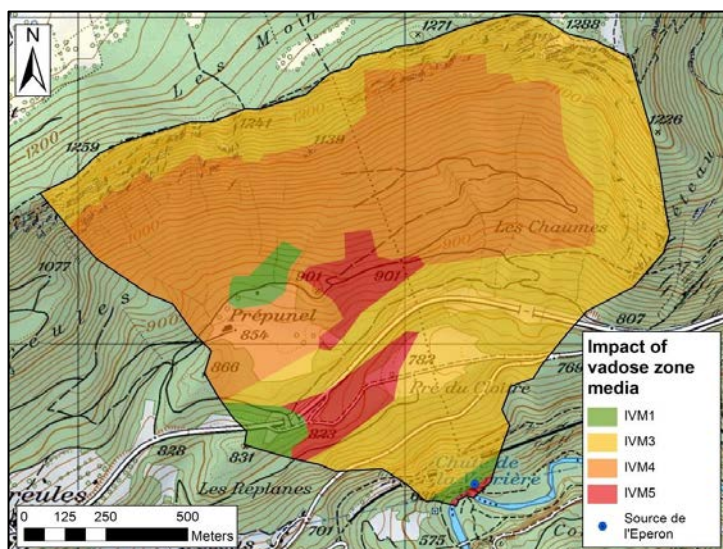
Le type de sol a été déterminé d'après le géoportail de la confédération et les observations de terrain. De même que pour le type d'aquifère, une adaptation des classes a été faite en fonction des situations rencontrées sur le terrain, et d'adapter les légendes de la carte (tableau ci-dessous).

Correspondances « Soil media » pour l'application de la méthode DRASTIC

Soil media DRASTIC	Correspondance terrain	Correspondance légende	Valeur (rating)
Silty loam	Epais très peu perméable	SM1	4
Loam	Epais peu perméable	SM2	5
Sandy loam	Moyen épais peu perméable	SM3	6
Shrinking and/or aggregate clay	Moyen épais, moyen perméable	SM4	7
Peat	Moyen épais, perméable	SM5	8
Sand	Peu épais, perméable	SM6	9
Thin or absent	Fin ou absent	SM7	10



Les pentes ont été calculées avec ArcGIS. Puis certaines zones ont été regroupées afin de simplifier l'application de la méthode, et d'englober les petites zones plates au milieu de fortes pente dans la classe forte pente.

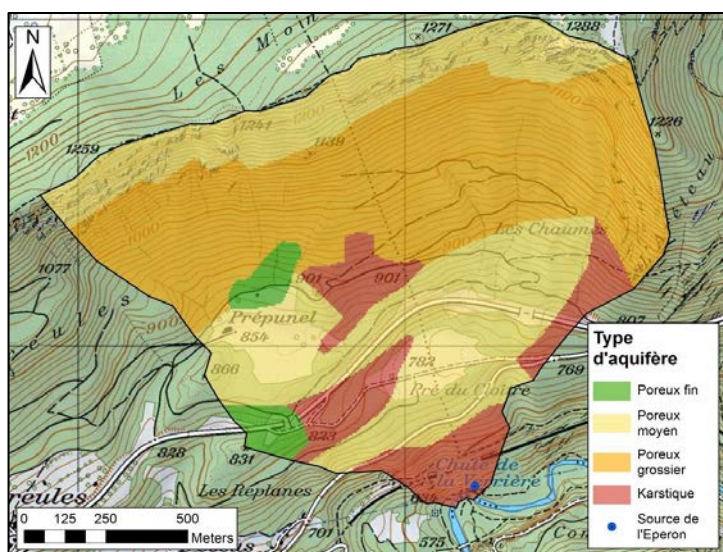


La nature de la zone non saturée a été déterminée d'après la lithologie. De même que pour le sol et le type d'aquifère, il a été nécessaire de redéfinir des classes en fonction des situations rencontrées sur le terrain et d'adapter la légende de la carte (tableau ci-dessous).

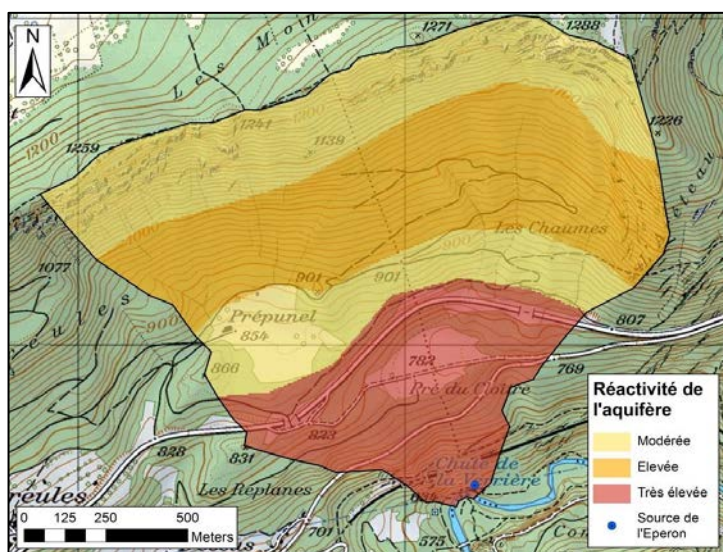
Correspondances « Impact of vadose zone media » pour l'application de la méthode DRASTIC

Impact of the vadose zone media DRASTIC	Correspondance terrain	Correspondance légende	Valeur (rating)
Silt / Clay	Marnes	IVM1	3
Limestone	Karst indirect	IVM2	6
Sand and gravel with significant silt and clay	Moraine	IVM2	6
Sand and gravel	Eboulis	IVM3	8
Karst limestone	Karst direct	IVM4	10

Annexe X : cartes des différents critères de sensibilité utilisés pour l'application de la méthode ForSIG sur la source de l'Eperon.



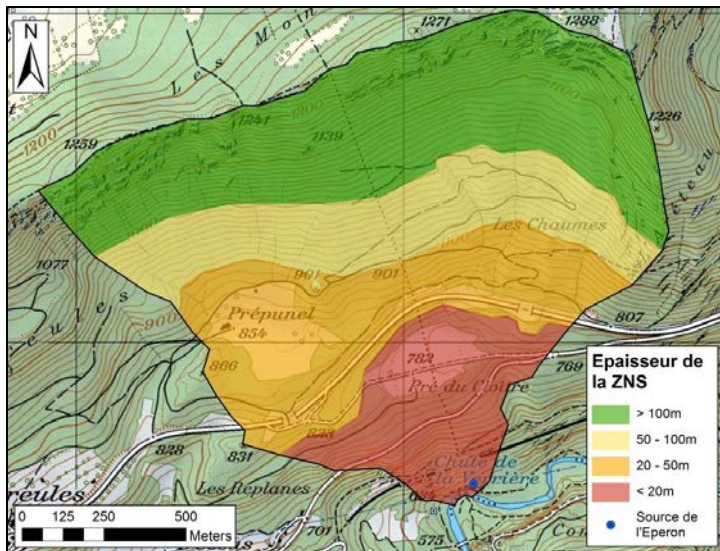
bassin d'alimentation est aussi dans cette classe car elle n'alimente pas directement la source, mais reste cependant un aquifère karstique hautement sensible aux pollutions. Les zones classées comme « aquifère poreux grossier » sont représentées par les éboulis de pente.



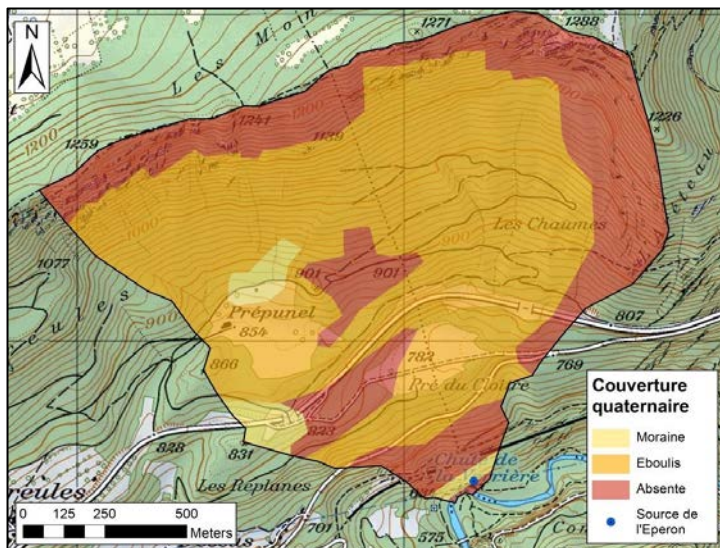
presque pas à l'alimentation de la source, sauf en cas de précipitation intenses. A noter que certaines zones peu réactives ont été englobées dans des zones plutôt réactives pour tenir compte du possible ruissellement sur la moraine en cas de précipitation forte à intenses.

Le type d'aquifère a été délimité en fonction des cartes géologiques (Pasquier 2013 et Meia 1976), et hydrogéologiques (Kiraly 1973), des informations obtenues dans les rapports de Matthey (1991, 1995), et des observations de terrain. Les zones purement karstiques qui participent à l'alimentation de l'aquifère sont très vulnérables, les zones dans la partie aval du bassin d'alimentation sont considérées comme un aquifère poreux à grains moyens car l'eau se stock dans la moraine. La zone karstique dans la partie amont du

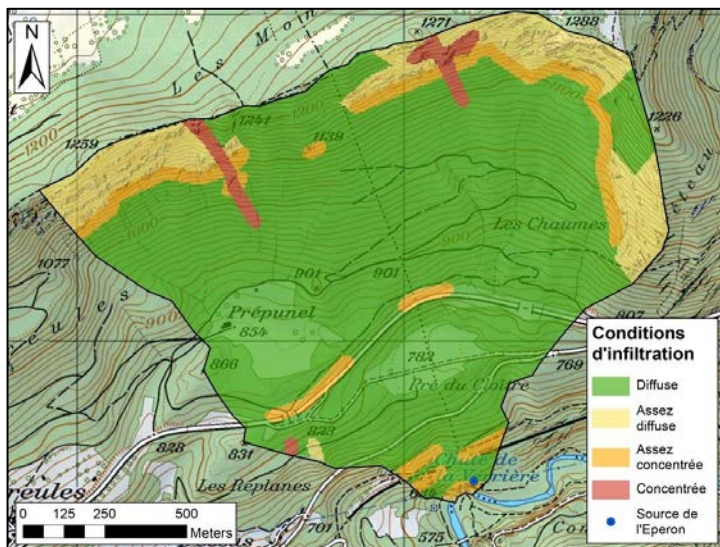
La réactivité de l'aquifère a été délimitée d'après les informations obtenues dans les rapports de Matthey (1994, 1999). Globalement, les zones karstiques proches des sources sont très réactives. Puis la couverture morainique tempère relativement la réactivité de l'aquifère, ces zones sont donc qualifiées comme ayant une réactivité modérée. La zone de l'éboulis a une réactivité forte, alors que la zone de falaise au nord du bassin d'alimentation, bien qu'étant karstique, est considérée à variabilité modérée, car cette zone ne participe



L'épaisseur de la zone non saturée a été estimée d'après les cartes topographiques et hydrogéologiques (Kiraly 1973), et d'après informations obtenues dans les rapports de Matthey (1994, 1999).

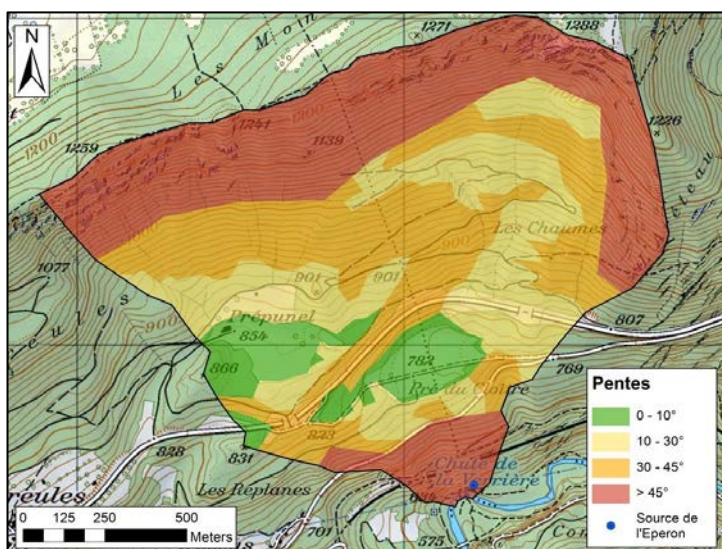


La couverture quaternaire a été délimitée d'après les cartes géologiques (Pasquier 2013 et Meia 1976), lithologiques et stratigraphiques (www.sitn.ch). La couverture morainique au sud-est du bassin d'alimentation a été incluse dans la zone d'éboulis car son épaisseur est proche du mètre ou légèrement inférieure.

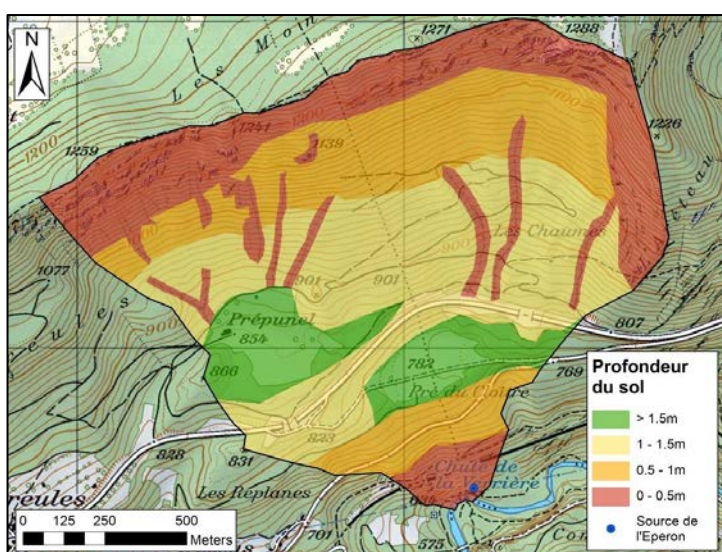


Les conditions d'infiltration ont été délimitées en fonction des cartes géologiques (Pasquier 2013 et Meia 1976), et hydrogéologiques (Kiraly 1973), et des observations de terrain. Les zones d'infiltration concentrée sont les zones de faille, et les zones d'infiltration assez concentrées sont les zones de pied de pente. La partie amont du bassin d'alimentation sur laquelle se trouvent des parois calcaires ont été placées en infiltration assez diffuse car elles ne contribuent pas directement à l'alimentation de l'aquifère. Le reste du bassin

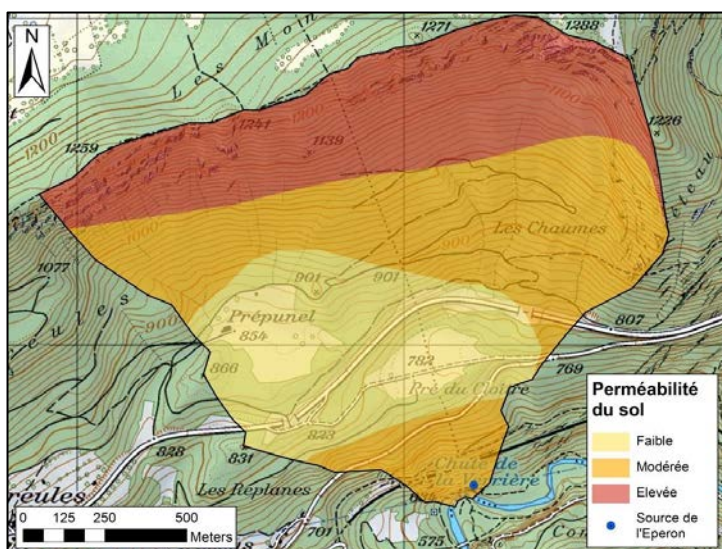
d'alimentation est placé dans la classe « infiltration diffuse » car aucune zone d'infiltration préférentielle n'y a été observée.



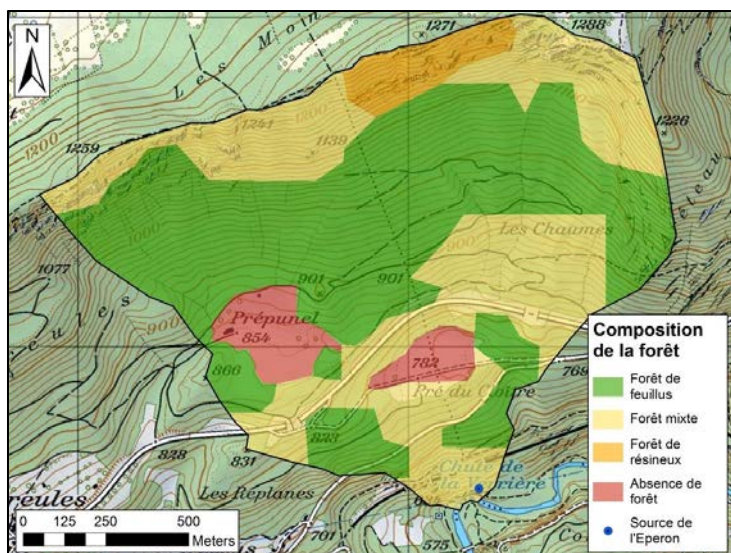
Les pentes ont été calculées avec ArcGIS sur la base d'un MNT. Puis certaines zones ont été regroupées afin de simplifier l'application de la méthode, et d'englober les petites zones plates au milieu de fortes pente dans la classe forte pente.



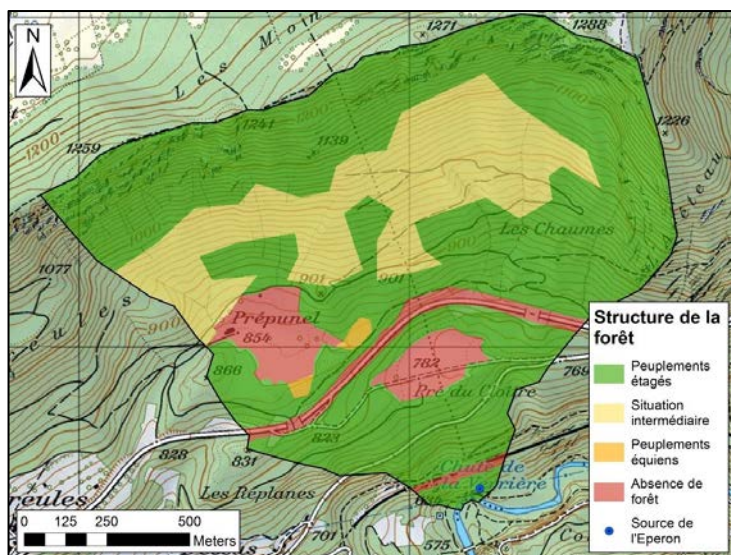
La profondeur du sol a été estimée à l'aide des cartes de profondeur du sol trouvées sur le géoportail de la confédération (map.geo.admin.ch), ainsi que par des observations de terrain. Ces observations ont été réalisées à l'aide de sondages à la tarière.



La perméabilité du sol a été délimitée à l'aide du géoportail de la confédération (map.geo.admin.ch). Rien n'a été modifié et ce critère mériterait une meilleure évaluation car la résolution de la carte utilisée est très grande (1 : 200'000). Cette étape n'a malheureusement pas pu être menée faute de temps.



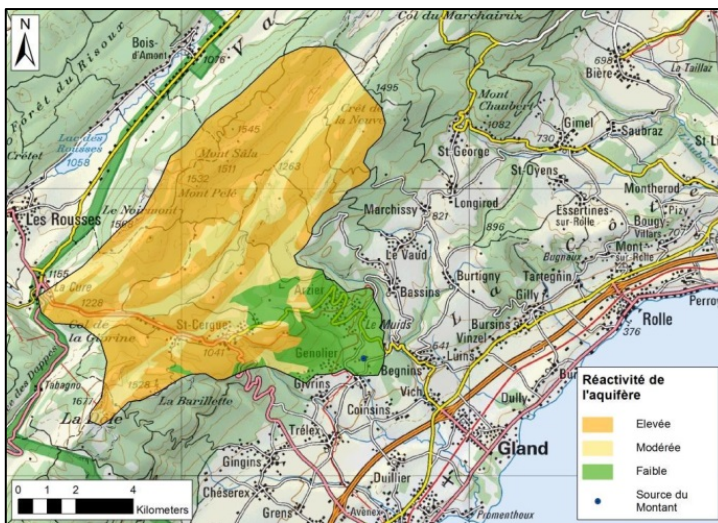
La composition de la forêt en termes de pourcentage de résineux a été estimée à l'aide des cartes correspondantes du géoportail fédéral (map.geo.admin.ch) ainsi que par imagerie satellite. Des observations de terrain sont venues compléter les données manquantes ou incertaines.



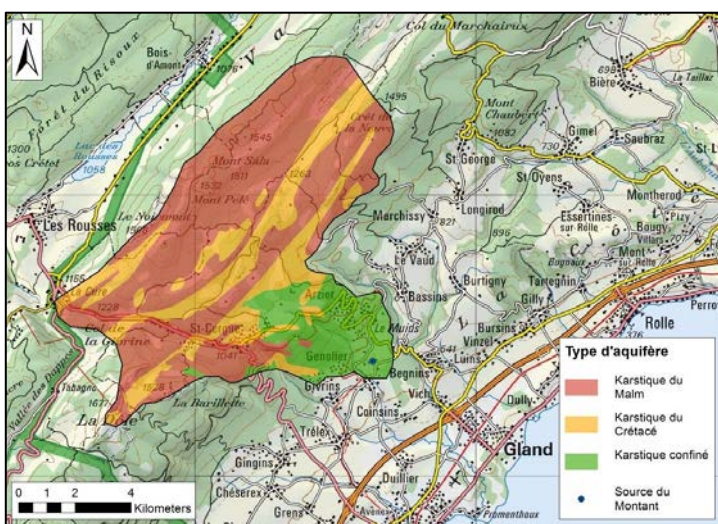
La structure de la forêt en termes de répartition des âges des arbres au sein des peuplements a été délimitée de la même manière que le pourcentage de résineux.

Le facteur de Dilution D est de 1 pour la source de l'Eperon, car son débit annuel moyen (3000l/min) se situe entre 0 et 5000l/min (Matthey 1995 et 1999).

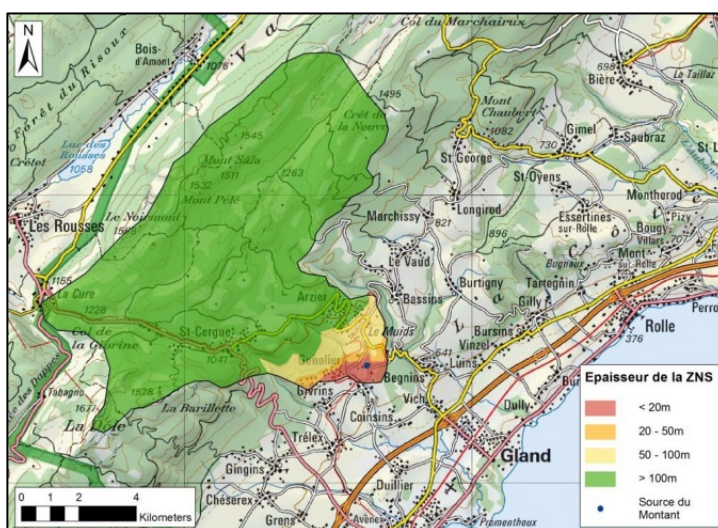
Annexe XI : cartes des différents critères de sensibilité utilisés pour l'application de la méthode ForSIG sur la source du Montant.



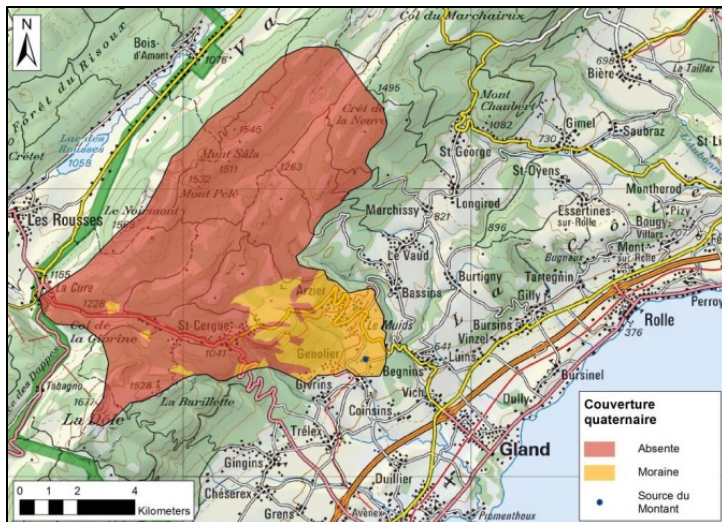
Le type d'aquifère a été délimité d'après les cartes géologiques (map.geo.admin.ch), les rapports existants, et les observations de terrain. Les zones karstiques très vulnérables correspondent aux affleurements du Malm, les zones karstiques à vulnérabilité modérée correspondent aux affleurements du Crétacé, et les zones karstiques confinées correspondent aux lithologies du Malm et du Crétacé recouvertes d'une couverture quaternaire.



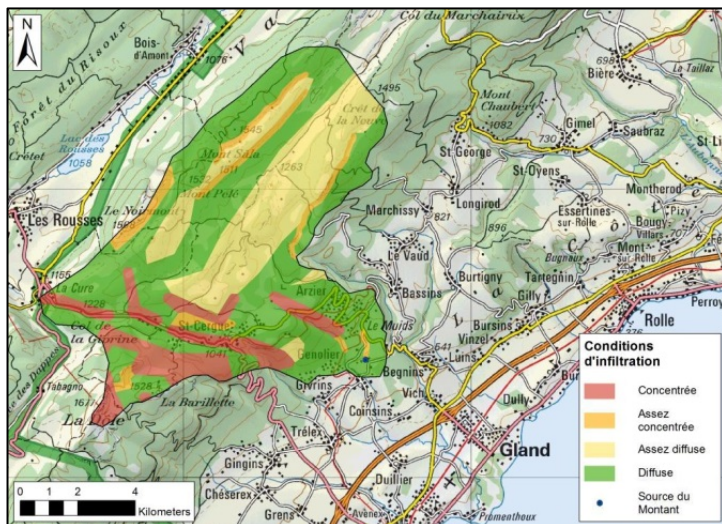
La réactivité de l'aquifère a été estimée en fonction du type d'aquifère, d'après les observations faites par Luetscher et Perrin (2001, 2002, 2005 et 2008). Elle est élevée pour les aquifères karstiques du Malm, modérée pour les aquifères karstiques du Crétacé, et faible pour l'aquifère karstique confiné.



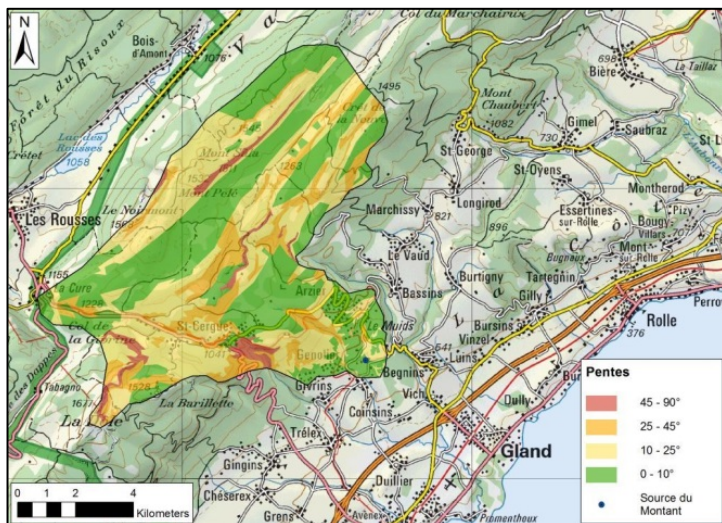
L'épaisseur de la zone non saturée a été estimée d'après les cartes topographiques une estimation de la profondeur du toit de la nappe réalisée par François Moreau (2012).



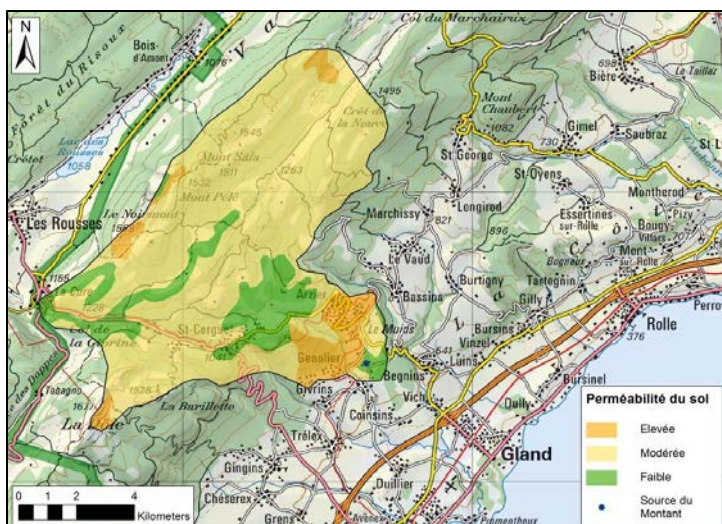
La couverture quaternaire a été délimitée d'après les cartes géologiques, et des observations de terrain.



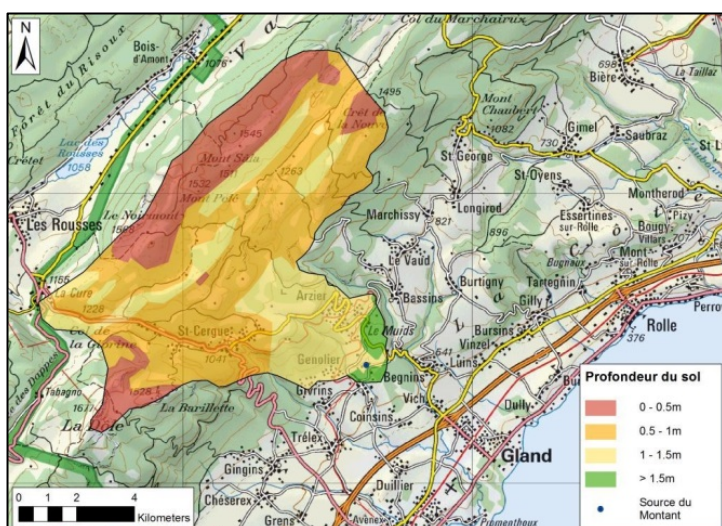
Les conditions d'infiltration ont été délimitées d'après les cartes géologiques et les observations de terrain. Les zones de pieds pente ont été identifiées à l'aide d'un modèle numérique de terrain (MNT).



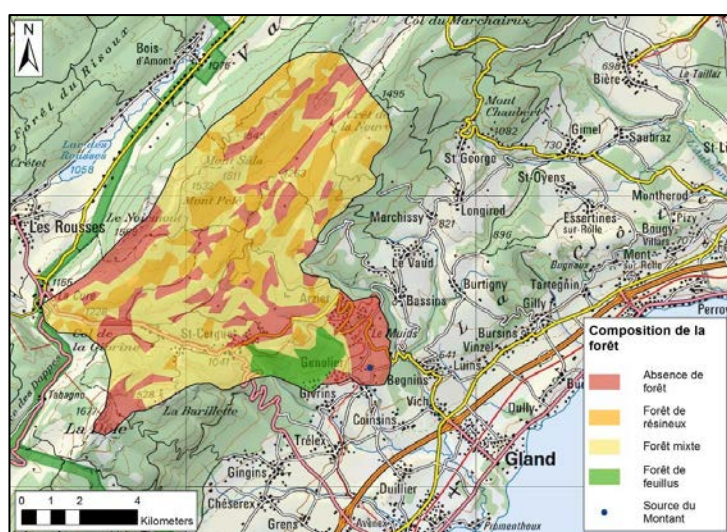
Les pentes ont été calculées avec ArcGIS sur la base d'un MNT. Puis certaines zones ont été regroupées afin de simplifier l'application de la méthode, et d'englober les petites zones plates au milieu de fortes pente dans la classe forte pente.



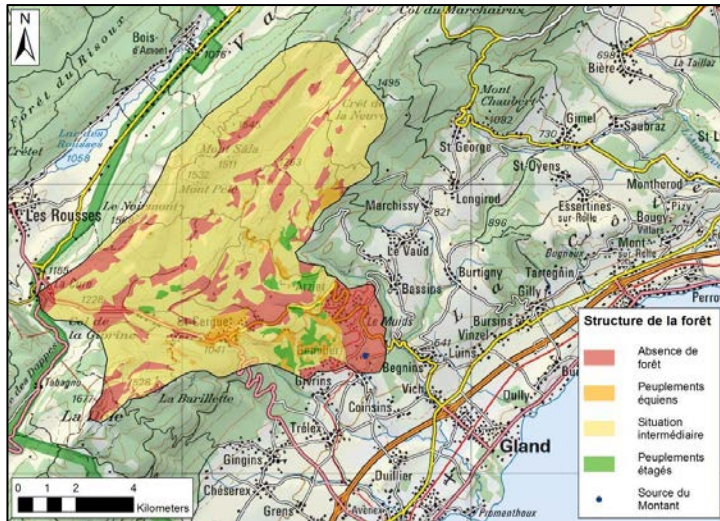
La perméabilité du sol a été délimitée à l'aide du géoportail de la confédération (map.geo.admin.ch). Rien n'a été modifié et ce critère mériterait une meilleure évaluation, qui n'a pas pu être menée faute de temps.



La profondeur du sol a été estimée à l'aide des cartes de profondeur du sol trouvées sur le géoportail de la confédération (map.geo.admin.ch), ainsi que par des observations de terrain. Une synthèse de ces observations se trouve dans le travail de Moreau (2012).



La composition de la forêt en termes de pourcentage de résineux a été estimée à l'aide des cartes correspondantes du géoportail fédéral (map.geo.admin.ch) ainsi que par imagerie satellite. Des observations de terrain sont venues compléter les données manquantes ou incertaines.



La structure de la forêt en termes de répartition des âges des arbres au sein des peuplements a été délimitée de la même manière que le pourcentage de résineux.

