

« Ce travail n'a pas été rédigé en vue d'une publication, d'une édition ou diffusion. Son format et tout ou partie de son contenu répondent donc à cet état de fait. Les contenus n'engagent pas l'Université de Lausanne. Ce travail n'en est pas moins soumis aux règles sur le droit d'auteur. À ce titre, les citations tirées du présent mémoire ne sont autorisées que dans la mesure où la source et le nom de l'auteur·e sont clairement cités. La loi fédérale sur le droit d'auteur est en outre applicable. »

Remerciements

En préambule de ce projet de Master, je souhaite remercier tout particulièrement :

- Mon directeur de mémoire **Prof. Grégoire Mariéthoz** pour son expertise dans le domaine de la télédétection et sa disponibilité. Je suis particulièrement reconnaissante de cette collaboration, qui s'est étendue à un assistanat durant le semestre d'automne 2022, m'ayant également beaucoup servi pour la réalisation de ce travail.
- L'expert **Dr Yves Haeberlin** pour son expertise aguerrie dans le domaine de l'hydrogéologie, de la télédétection ainsi que du contexte suisse. Je le remercie également pour le temps investi et l'intérêt démontré à chaque étape de ce travail.
- La doctorante **Fatemeh Zakeri** pour son aide apportée à la rédaction du code.
- Mes amis et collègues Theo Gerritsen et Steven Suter pour leur soutien durant les intenses sessions de travail ainsi que les moments de détente passés ensemble.
- Mon ami Noé Allegrezza pour ses corrections et conseils avisés.
- Mes parents pour leurs encouragements et pour la relecture du travail.

Merci beaucoup !

Résumé

La télédétection a été utilisée pour étudier le phénomène d'inondation par remontée de nappe phréatique dans la vallée du Rhône, en Suisse, durant la saison estivale des années 2017 à 2021. Une méthode a été développée, faisant appel aux images satellite Sentinel-2. Une étude du contexte géographique, hydrologique et hydrogéologique a tout d'abord été menée pour mieux cerner les spécificités du comportement de la nappe dans la vallée du Rhône. Des indices spectraux (MNDWI - Modified Normalised Difference Water Index, NDTI - Normalised Difference Index et NDPI - Normalised Difference Pond Index) ont ensuite été calculés puis inclus à une classification supervisée, réalisée sur Google Earth Engine. Grâce à un rendu en couleur composite $R_{NDTI}G_{NDPI}B_{MNDWI}$, des inondations ont pu être repérées visuellement, puis validées à l'aide de données piézométriques proches pour servir de points d'entraînement à la classification. Les résultats de la classification ont permis de créer des cartes de fréquences annuelles sur toute la vallée pour la période estivale. Puis, sur la base de ces cartes, une carte pluriannuelle a été réalisée, avec le décompte d'épisodes d'inondations lors des étés. Ces cartes ont permis de mettre en exergue les zones les plus exposées au risque d'inondation par remontée de nappe phréatique. Par la suite, cinq cas d'étude ont été approfondis. Des données de terrain et des produits cartographiques, notamment des mesures piézométriques, des relevés géologiques, des cartes de profondeur moyenne de la nappe et des cartes topographiques historiques, ont été utilisés et confrontés aux résultats obtenus par télédétection. Ces cas d'étude ont permis, d'une part, de tester la robustesse de la méthode développée, et, d'autre part, d'améliorer notre compréhension du phénomène et de proposer des facteurs influençant le phénomène de remontée de nappe.

Mots clés : Sentinel-2, télédétection, cartographie des inondations, indices spectraux, vallée du Rhône, piézométrie, nappe

Summary

Remote sensing was used to study the phenomenon of groundwater rise flooding in the Rhone Valley, Switzerland, during 2017-2021 summer seasons. A method was developed using Sentinel-2 satellite images. A study of the geographical, hydrological and hydrogeological context was first carried out to better understand the specificities of the groundwater behaviour in the Rhone valley. Spectral indices (MNDWI - Modified Normalised Difference Water Index, NDTI - Normalised Difference Index and NDPI - Normalised Difference Pond Index) were then calculated and included in a supervised classification, carried out on Google Earth Engine. Using a composite colour output $R_{NDTI}G_{NDPI}B_{MNDWI}$, floods could be visually identified and then validated with nearby piezometric data as training points for the classification. The classification results were used to create annual frequency maps for the entire valley for the summer period. Then, based on these maps, an pluriannual map was created showing the flood count over the study period. These maps highlighted the areas most at risk of flooding from groundwater rise. Subsequently, five case studies were further investigated. Field data and thematic cartographic products, including piezometric measurement, geological surveys, average water table depth maps and old topographic maps, were used and compared with the results obtained by remote sensing. These case studies allowed us, on the one hand, to test the robustness of the developed method, and, on the other hand, to improve our understanding of the phenomenon and to propose factors influencing the phenomenon of groundwater rise table.

Key words : Sentinel-2, Remote Sensing, flood mapping, spectral indexes, Rhone valley, piezometry, groundwater

Table des matières

1. Introduction	7
1.1 Contexte.....	7
2. Télédétection	8
2.1 Utilisation de la télédétection dans l'étude des inondations	8
2.2 Utilisation de la télédétection dans l'étude des eaux souterraines	9
2.3 Indices spectraux	10
3. Description de l'aquifère.....	11
3.1 Contexte géographique	11
3.2 Géologie de la zone d'étude.....	12
3.3 Fonctionnement hydrogéologique	14
3.4 Risque d'inondation par remontée de nappe phréatique	16
4. Méthodologie	17
4.1 Zone d'étude	17
4.2 Images satellite et données auxiliaires	19
4.3 Google Earth Engine	21
4.4 Classification supervisée	21
4.5 Méthode	21
4.5.1 Préparation des données	22
4.5.2 Création des points d'entraînement.....	23
4.5.3 Détection semi-automatique des inondations par classification supervisée	24
5. Résultats	25
5.1 Classification supervisée	25
5.2 Cartes de fréquence annuelle	25
5.3 Carte de fréquence pluriannuelle.....	30
6. Discussion.....	33
6.1 Cas d'étude n°1 : le Bouveret.....	34
6.2 Cas d'étude n°2 : Îles des Clous	38
6.3 Cas d'étude n°3 : Aigle.....	41
6.4 Cas d'étude n°4 : Fully-Charrat	44
6.5 Cas d'étude n°5 : Pramont	49
6.6 Artefacts et erreurs de classification	51
7. Conclusion	52
8. Bibliographie	54

1. Introduction

1.1 Contexte

Les eaux souterraines sont une ressource précieuse et largement répandue dans le monde. Elles constituent le plus grand réservoir d'eau douce et liquide de la planète (Adams et al., 2022). Bien que les eaux souterraines ne représentent que 2% du volume d'eau mondial, elles comptent pour 80 % du temps de séjour de l'eau dans le cycle hydrologique (Becker, 2006). De plus, les eaux souterraines constituent un quart des ressources mondiales d'eau douce renouvelables (Becker, 2006). L'agriculture, surtout via l'irrigation, en est le plus grand utilisateur, puisqu'elle représente 80% de toutes les consommations. En outre, les eaux souterraines sont la principale source d'eau potable domestique et industrielle dans le monde (Shiri et al., 2013). À l'échelle suisse, l'aquifère du Rhône constitue une immense ressource en eau : plus de 2 milliards de mètres cubes d'eau y seraient contenus (Theler & Udry, 2019). La colonne d'eau sous le Rhône est immense et seule une fraction de la géométrie de la nappe phréatique du Rhône est à ce jour connue (Theler & Udry, 2019). Le niveau des nappes phréatiques varie naturellement en fonction de plusieurs facteurs, tels les phénomènes météorologiques, les variations du débit des cours d'eau, les prélèvements et rejets d'eau effectués dans la nappe, l'urbanisation et les affaissements de terrain entre autres (Shiri et al., 2013). Cela fait de l'eau un élément ambivalent : à la fois source de vie et de dangers naturels.

En effet, les inondations touchent en moyenne 250 millions de personnes par année et constituent donc le risque naturel le plus important dans le monde (Ascott et al., 2017). Une inondation est définie comme de l'eau qui submerge temporairement les terres, dont la source peut être diverse, telle des précipitations intenses, la fonte de glaciers ou encore des tsunamis (Lin et al., 2016). Les inondations causées par le débordement des cours d'eau sont depuis longtemps considérées comme un risque et prises en compte dans l'aménagement du territoire et les politiques territoriales. Les inondations par les eaux souterraines, en revanche, ne le sont que rarement (Abboud et al., 2018). De plus, il n'en existe pas de définition précise, ni de principes d'évaluation homogènes dans la législation suisse actuelle. On peut toutefois décrire ce phénomène par l'émergence d'eaux souterraines à la surface, loin des cours d'eau pérennes, ou par la remontée d'eaux souterraines dans les sous-sols, quand les conditions où les valeurs "normales" du niveau et de l'écoulement des eaux souterraines sont dépassées (Ascott et al., 2017; Cobby et al., 2007). Ce type d'inondation est provoqué par l'élévation de la nappe phréatique au-dessus du niveau du sol (ou du sous-sol), entraînant une accumulation d'eau souterraine à la surface (Robins & Finch, 2012). En raison de leur prise en compte relativement récente et de la difficulté de les séparer des autres formes d'inondation, leur impact à grande échelle a été relativement peu étudié (Ascott et al., 2017).

La télédétection étant largement utilisée pour l'étude de phénomènes naturels, elle pourrait être une solution pour étudier ce phénomène. En effet, cette méthode permet l'acquisition en temps réel d'informations macroscopiques dynamiques et à faible coût, ce qui la rend dans certains cas sensiblement plus attractive que des mesures conventionnelles in situ (Du et al., 2016). En particulier, l'imagerie satellitaire répond au besoin de développer et d'améliorer les systèmes de surveillance et de prévision de phénomènes naturels, tels que les inondations, dans un contexte de changements environnementaux mondiaux, afin de mieux les anticiper, les éviter et les gérer (Berger et al., 2012). Si quelques études sur les inondations par remontée de nappe phréatique ont été réalisées via la télédétection, cela n'a encore jamais été fait en Suisse. De plus, ce problème étant encore peu connu et traité par les services cantonaux en charge de la protection des eaux, il n'existe pas de recensement de ce type d'inondation en Suisse et les débordements n'ont pas été cartographiés. Si un réseau de surveillance cantonal mis en place il y a environ 40 ans a permis d'acquérir de bonnes connaissances des fluctuations de la nappe grâce aux données piézométriques et aux synthèses cartographiques mensuelles qui en découlent, la documentation historique et la description spatiale de ces événements font à ce jour défaut. Ainsi, ce travail de recherche a pour objectif d'atténuer cette lacune en développant une méthode de cartographie par télédétection des inondations causées par l'aquifère du Rhône alpin,

entre Sierre (VS) et Villeneuve (VD), entre 2017 et 2022. Plus précisément, à travers la réalisation de cartes, cette étude vise à évaluer l'apport de la télédétection dans l'amélioration des connaissances spatiales et temporelles de ce phénomène. À travers l'utilisation d'image satellite Sentinel-2, une méthodologie a été développée permettant de cartographier les zones inondées, grâce à la réalisation d'une classification supervisée. Ainsi, nous serons amenés à nous poser la question suivante : comment la télédétection, à travers le développement d'une méthode de cartographie via l'utilisation d'images satellites Sentinel-2, peut-elle contribuer à la compréhension du phénomène de remontée de nappes phréatiques ?

2. Télédétection

2.1 Utilisation de la télédétection dans l'étude des inondations

Afin de mieux comprendre et de se protéger contre les inondations, il est nécessaire d'acquérir des informations spatiales et temporelles précises sur leur occurrence, leur fréquence et leur ampleur. Les méthodes de relevés de terrain peuvent être chronophages et coûteuses. De plus, certaines régions du monde étant très reculées, il s'avère pratique de pouvoir étudier et suivre ces phénomènes à distance. La télédétection, qui consiste en l'acquisition et la mesure de certaines propriétés de phénomènes, objets ou matières par des dispositifs à distance, comme l'imagerie satellitaire, s'avère donc une alternative intéressante. Elle a l'avantage de permettre une surveillance presque en temps réel, de couvrir de larges zones d'étude et d'être relativement peu coûteuse (Munasinghe et al., 2018).

Grâce à l'amélioration des technologies géospatiales, l'utilisation de la télédétection s'est largement répandue, tant comme méthode principale que comme complément aux observations in situ, spécialement pour les régions ne disposant pas de réseau de mesure sur le terrain (Munasinghe et al., 2018). En plus des avancées technologiques, l'accessibilité a été améliorée avec la mise à disposition gratuite de plus en plus de données satellitaires, permettant d'étudier à faible coût de nombreux processus naturels et anthropiques (Notti et al., 2018). De ce fait, la télédétection est devenue une source d'information importante pour l'analyse et la production de données sur les changements dans les différentes ressources terrestres, notamment les eaux de surface. Ainsi, de nombreuses études couplant les techniques de télédétection et de SIG liées aux ressources en eau ont été produites sur diverses thématiques, telles l'évaluation et la gestion des risques et des dommages liés aux inondations, l'analyse des changements dans les ressources en eau de surface ou encore l'évaluation et la surveillance de la qualité de l'eau à titre d'exemple (Feyisa et al., 2014).

De nombreux satellites, de différentes résolutions spatiales, temporelles et spectrales ont été utilisés pour l'étude des eaux de surface (Feyisa et al., 2014). Parmi eux, les images du satellite Landsat Thematic Mapper (TM), lancé au début des années 1970, sont l'une des sources de données de télédétection les plus populaires. Elles fournissent des décennies de données continues à l'échelle planétaire, à une résolution de 30 m (Lin et al., 2016, Munasinghe, et al., 2018). Depuis, de nombreux autres satellites ont été lancés et l'utilisation de la télédétection dans la surveillance des inondations a gagné en popularité, avec le développement de nombreuses méthodes de cartographie tirant partie des avantages respectifs des satellites utilisés (Lin et al., 2016). En effet, il y a souvent un compromis entre la résolution spatiale (taille des pixels), temporelle (temps de revisite du satellite) et spectrale (nombre de bandes spectrales disponibles), et le type d'étude menée orientera souvent le choix des images satellites. À titre d'exemple, les images satellite *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), avec un temps de revisite de un ou deux jours, ont largement été utilisées pour l'étude des inondations. Cependant, leur résolution spatiale de 250 m à 1 km ne convient pas à l'analyse d'évènements de petite échelle (Lin et al., 2016). Par conséquent, le choix s'est tourné vers les images de la constellation de satellites Sentinel du programme Copernicus de l'Union européenne car elles fournissent des données multispectrales avec une couverture mondiale, une fréquence de revisite de 5 jours et une résolution spatiale comprise entre 10 m et 20 m (Notti et al., 2018).

2.2 Utilisation de la télédétection dans l'étude des eaux souterraines

La principale application de l'usage de la télédétection dans la recherche hydrogéologique est l'exploration des eaux souterraines et, de façon secondaire, la surveillance des risques liés à cette ressource (Waters et al., 1990). La télédétection étant généralement comprise comme les techniques impliquant l'enregistrement du rayonnement électromagnétique réfléchi ou émis par des capteurs satellites ou aériens, cela couvre un ensemble de techniques incluant la photographie conventionnelle, l'imagerie satellitaire dans le domaine du visible, de l'infrarouge proche, moyen et thermique, et le système d'imagerie radar interférométrique à synthèse d'ouverture (InSAR).

La plupart des techniques de télédétection n'ont pas la capacité de pénétrer au-delà de la couche la plus superficielle. Or, les eaux souterraines se trouvent par définition sous la surface du sol (Meijerink, 1996). Ainsi, de par leur nature, les eaux souterraines ne sont pas observables directement depuis le ciel et l'analyse hydrogéologique au moyen de photographies aériennes ou d'images satellites est donc l'une des plus difficiles. C'est pour cela que l'utilisation de la télédétection pour l'étude de l'eau souterraine est relativement récente (Becker, 2006). La télédétection n'en demeure pas moins un excellent outil pour étudier la complexité des phénomènes liés aux eaux souterraines (Becker, 2006 ; Meijerink, 1996 ; Waters et al., 1990). En effet, nombre de données télédéteectées, comme les formes, les schémas, les tons ou les textures fournissent des preuves directes ou indirectes de caractéristiques hydrogéologiques. Elles peuvent notamment donner des informations quant aux structures géologiques (failles, linéaments, plis), à la distribution des lithologies, à la géomorphologie (reliefs, surfaces d'érosion), aux systèmes de drainage ou encore à la présence de végétation hygrophile et hydrophile (Waters et al., 1990).

L'imagerie multispectrale a été utilisée dès la fin des années 1960 pour détecter la présence de nappes phréatiques en mesurant la température du sol par le biais de bandes infrarouges thermiques (Becker, 2006). En effet, ces études ont montré que les nappes phréatiques peu profondes constituaient des puits de chaleur en été et une source de chaleur en hiver et qu'il était donc possible de les détecter au travers d'imagerie thermique (Meijerink, 1996). Parallèlement, une étude menée à des fins humanitaires et pour les réfugiés (en partenariat entre le Haut-Commissariat aux Réfugiés des Nations Unies et le programme opérationnel pour les applications satellitaires UNOSAT), a par exemple utilisé des images Landsat ainsi que des images radar dans le but d'identifier les secteurs à haut potentiel hydraulique au Tchad (Bünzli et Haeberlin, 2005). Dans le contexte tchadien, disposant de données de terrain et de cartes géologiques lacunaires et éparées, l'utilisation d'images satellite a démontré son utilité pour cibler les investigations de terrain en amont des puits, les images radar ayant permis la détection des zones humides, des failles et des filons (Bünzli et Haeberlin, 2005).

Des études ont également été menées pour mesurer des changements d'élévation de la surface à l'aide d'imagerie radar interférométrique à synthèse d'ouverture (InSAR), de Lidar ou d'altimétrie radar. Ces techniques sont capables de mesurer la déformation de la surface avec une grande précision verticale, ce qui permet de mesurer la modification du stockage des eaux souterraines. En effet, des phénomènes de subsidence, des gonflements ou compactages du terrain sont possibles sous l'effet d'un changement du stockage des eaux souterraines (Adams et al., 2022 ; Becker, 2006). Cependant, comme la réponse de la surface au changement des eaux souterraines peut être non linéaire et spatialement hétérogène, ces méthodes requièrent généralement un complément par des connaissances des propriétés géologiques et hydrologiques de l'aquifère (Adams et al., 2022).

Enfin, en l'absence ou en complément d'autres méthodes d'observation des eaux souterraines depuis l'espace, la mesure de l'humidité du sol, de l'évaporation ou de la végétation a été utilisée pour acquérir des informations indirectes sur les aquifères (Adams et al., 2022). Dans les zones arides où la végétation est parfois privée d'eau durant de longues périodes, un affleurement de nappe phréatique peut être repéré à travers la végétation (Becker, 2006). L'imagerie multispectrale a encore été utilisée pour déduire l'évapotranspiration et l'humidité du sol, grâce à des méthodes faisant appel aux bandes du visible, du

proche infrarouge et du thermique. Ces techniques permettent d'obtenir indirectement des informations sur les eaux souterraines

Récemment, Solovey (2019) a réalisé une étude novatrice sur la cartographie des inondations par remontée de nappe phréatique par télédétection en utilisant des images satellite Sentinel-2. À travers différents indices spectraux, l'étude utilise l'application de seuils pour détecter les plans d'eau et les inondations et compare ces résultats avec une classification supervisée. La présente étude s'est largement inspirée de la méthode développée dans cet article. En conclusion, la télédétection peut améliorer la rapidité, la précision et le coût des études hydrogéologiques. Cependant, dans de nombreux cas, les données de terrain sont à utiliser en complément (Waters et al., 1990).

2.3 Indices spectraux

Les indices spectraux se basent sur l'interprétation de la signature spectrale de différents types de couverture du sol et leur interaction avec le rayonnement solaire entrant. Ils exploitent en particulier les différences de propriétés spectrales. En fonction du type d'objet étudié, certaines longueurs d'onde seront soit absorbées, soit diffusées (Verstraete & Pinty, 1996). Tirant parti de ces différences de réflexion, les indices spectraux sont construits sur un rapport de bande, utilisant deux bandes multispectrales ou plus (Singh et al., 2015 ; Xu, 2006).

L'indice de différence normalisée de l'eau (*Normalized Difference Water Index* - NDWI) de McFeeters (1996) est souvent utilisé dans les études sur l'eau. Il utilise les bandes du vert et du proche infrarouge (NIR), et se base sur la forte capacité d'absorption des masses d'eau et leur fort rayonnement dans la gamme des longueurs d'onde visibles et infrarouges (Du et al., 2016). Le NDWI a prouvé son efficacité dans nombre d'études pour délimiter les plans d'eau. Cependant, plusieurs études ont montré qu'il entraînait souvent une surestimation des masses d'eau en zone urbanisée car des zones bâties étaient confondues avec des plans d'eau (Sun et al., 2012).

Pour pallier à cet inconvénient, Xu (2006) a mis au point l'indice de différence normalisée modifié de l'eau (*Modified Normalized Difference Water Index* – MNDWI). Celui-ci utilise la bande infrarouge à ondes courtes (SWIR) à la place de la bande NIR (Du et al., 2016). En regardant la signature spectrale de trois types de couverture du sol (eau de lac, bâti et végétation) (fig. 1), on s'aperçoit que la signature spectrale du bâti est similaire à celui de l'eau de lac : tous deux reflètent davantage dans le vert (Band 2) que dans le NIR (Band 4) (Xu, 2006). Les plans d'eau ont par ailleurs une plus grande capacité d'absorption dans le SWIR (Band 5) que dans le NIR (Band 4), contrairement au bâti. Le MNDWI donne par conséquent de meilleurs résultats pour l'extraction de l'eau dans des contextes urbains et est l'un des indices de l'eau les plus largement utilisés, notamment pour la cartographie des eaux de surface (Feyisa et al., 2014; Singh et al., 2015).

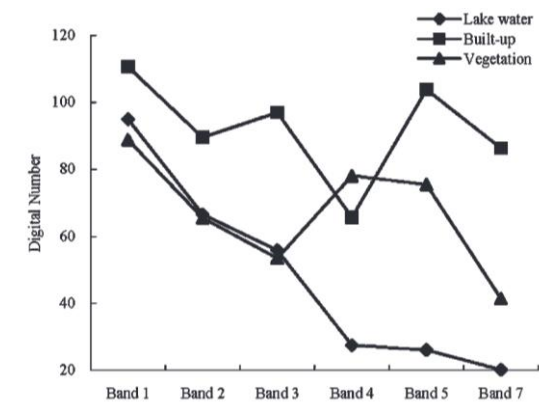


Figure 1 : Signature spectrale de trois types de couverture du sol (eau de lac, bâti, végétation) (Xu, 2006)

Sur la base de cette constatation, le MNDWI a été proposé, qui est défini comme suit :

$$MNDWI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{SWIR}}{\rho_{Green} + \rho_{SWIR}}$$

où ρ_{Green} est la réflectance au sommet de l'atmosphère de la bande verte (bande 3 de Sentinel-2) et ρ_{SWIR} est la réflectance au sommet de l'atmosphère de la bande du SWIR (bande 11 de Sentinel-2, longueur d'onde centrale de 1613,7 nm). À noter qu'en général, par rapport au NDWI, les masses d'eau ont des valeurs positives plus importantes avec le MNDWI car elles absorbent généralement plus le rayonnement du SWIR que du NIR ; à l'inverse, le sol, la végétation et le bâti ont des valeurs négatives plus faibles, parce qu'ils reflètent plus de lumière SWIR que de lumière verte (Du et al., 2016).

Dans une étude ayant pour but l'identification d'étang par télédétection, Lacaux *et al.* (2007) ont développé deux nouveaux indices : l'indice de différence normalisée de la turbidité (*Normalized Difference Turbidity Index – NDTI*) et l'indice de différence normalisée des étangs (*Normalized Difference Pond Index – NDPI*). Ces nouveaux indices permettent de décrire la variabilité et l'évolution spatio-temporelle de petits étangs, avec ou sans végétation et/ou turbides ou non, pendant la saison des pluies (Lacaux et al., 2007).

Le NDTI permet de faire ressortir les plans d'eau avec une haute turbidité, souvent confondus avec les sols dénudés. En effet, l'eau pure réfléchit la lumière verte assez faiblement et la lumière rouge encore plus faiblement. Lorsqu'un plan d'eau se charge de sédiments en suspension, donc lorsque sa turbidité augmente, sa réponse radiométrique tend alors à se rapprocher de celle des sols dénudés car la réflectivité dans les ondes rouges augmente (Lacaux et al., 2007). De ce fait, le NDTI est défini de la façon suivante :

$$NDTI = \frac{\rho_{Red} - \rho_{Green}}{\rho_{Red} + \rho_{Green}}$$

où ρ_{Red} est la réflectance au sommet de l'atmosphère de la bande rouge (bande 4 de Sentinel-2) et ρ_{Green} est la réflectance au sommet de l'atmosphère de la bande verte (bande 3 de Sentinel-2) (Lacaux et al., 2007).

Le NDPI, est utilisé pour différencier le comportement de la végétation à l'intérieur et à l'extérieur des étangs. Il permet non seulement de distinguer les petits étangs, même temporaires, des plans d'eau, mais aussi de différencier la végétation à l'intérieur des étangs de celle de leur environnement alentours (Lacaux et al., 2007). Tirant parti des différences de réflexion en fonction des types de sols dans les longueurs d'onde de l'infrarouge moyen, le NDPI se calcule comme suit :

$$NDPI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{SWIR}}{\rho_{Green} + \rho_{SWIR}}$$

où ρ_{Green} est la réflectance au sommet de l'atmosphère de la bande verte (bande 3 de Sentinel-2) et ρ_{SWIR} est la réflectance au sommet de l'atmosphère du SWIR (bande 12 de Sentinel-2). Afin de calculer cet indice, la résolution de la bande SWIR a également été affinée au moyen du filtre HPF.

3. Description de l'aquifère

3.1 Contexte géographique

Situé dans les Alpes centrales du sud-ouest de la Suisse, le Rhône alpin prend sa source dans le glacier du Rhône (2200 m) et s'écoule jusqu'au Lac Léman (372 m) sur une longueur totale de 164 km. Son bassin versant s'étend sur une surface de plus de 5200 km² (Reynard et al., 2009). Le Rhône, dans sa

partie alpine, est associé à un régime hydrologique de type glacio-nival à nivoglacière, lorsqu'il est dans son état « naturel ». Cela implique de fortes fluctuations saisonnières et d'importantes variations de débit avec une période de hautes eaux en été et de basses eaux en hiver (Reynard et al., 2009). Pendant les mois de mai, juin et juillet, le débit est à son maximum en raison de la fonte de la neige et des glaciers. En hiver, les précipitations étant stockées sous forme de neige et de glace, les débits sont au minimum (Weingartner & Aschwanden, 1994). Dans les régions préalpines (Chablais), le régime pluvio-nival prédomine, avec des débits élevés principalement dus à la fonte des neiges au printemps et aux précipitations abondantes en automne (Bard et al., 2015). Les saisons de faible débit sont en hiver, lorsqu'une partie des précipitations est stockée sous forme de neige, et en été en raison de la fonte des neiges plus tôt dans l'année, d'un manque de précipitations et d'une évapotranspiration élevée.

Protégée par les reliefs qui l'entourent, tant au nord qu'au sud, la vallée du Rhône est relativement sèche alors que les sommets sont très arrosés (Glenz et al., 2015). En Valais central, les précipitations moyennes annuelles sont généralement inférieures à 700 mm et avec un gradient positif de l'est à l'ouest (Glenz et al., 2015). Les zones du Simplon et du Chablais sont plus arrosées, ce qui contribue à alimenter les cours d'eau latéraux et les aquifères de versant, puis recharger le Rhône et la nappe phréatique alluviale. L'écoulement du Rhône est entravé par plusieurs cônes de déjection : notamment ceux de l'Illgraben et de Saint-Barthélémy, composés de dépôts torrentiels composés d'alluvions peu perméables. Ce sont des obstacles à l'écoulement de l'eau souterraine, tout comme le verrou glaciaire de Saint-Maurice, qui marque la séparation avec le Chablais, où le comportement de la nappe phréatique change, influencé par le régime pluvio-nival (Glenz et al., 2015).

3.2 Géologie de la zone d'étude

La topographie des Alpes suisses est caractérisée par un relief important, avec des sommets culminant à 4000 m et des fonds de vallée entre 400 et 700 m d'altitude (Valla et al., 2012). Si ces reliefs sont fortement contrôlés par la lithologie et la structure tectonique de la région, les glaciations du Pléistocène ont également fortement contribué à façonner les vallées. Le bassin lémanique a été marqué par 30 à 50 oscillations glaciaires durant le Quaternaire avec pour conséquences des avancées et des retraits glaciaires (Reynard et al., 2009). Durant ces oscillations glaciaires, d'épais glaciers érosifs ont façonné la vallée du Rhône et provoqué un important surcreusement dans sa partie amont (Valla et al., 2012). Par des campagnes de sismique, Besson et al. (1991) ont pu quantifier le surcreusement rocheux dans la vallée du Rhône (fig. 2). La roche en place se trouve à plusieurs centaines de mètres de profondeur, jusqu'à 1 km à certains endroits (Glenz et al., 2015; Valla et al., 2012).

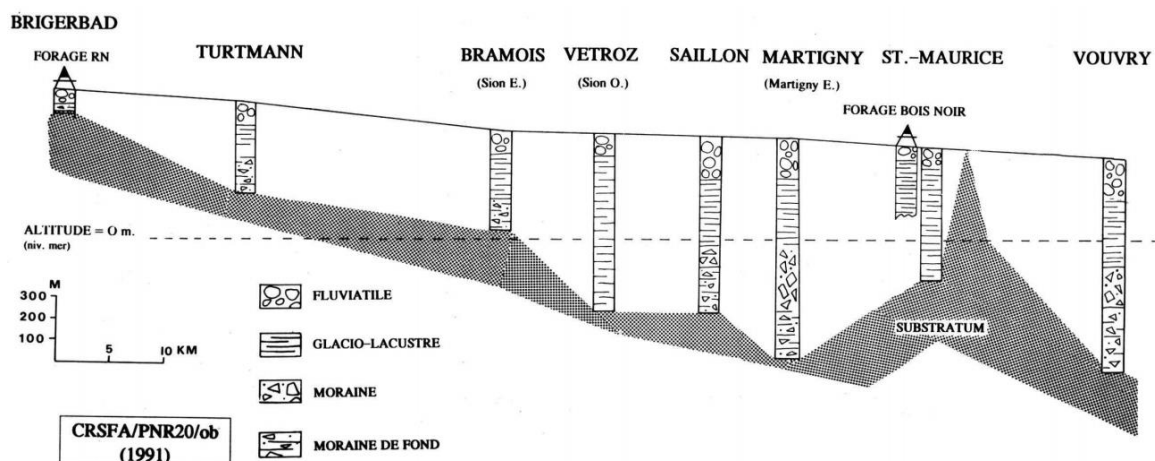


Figure 2 : Profil en long du toit du substratum (Besson et al., 1991, p. 59).

Les montagnes situées en rive nord du Rhône entre Sion et Martigny sont constituées de roches sédimentaires des Nappes helvétiques, principalement formées de calcaires et marnes. En rive sud, se

trouvent les Nappes Penniques, formées schistes, prasinites et de gneiss (roche métamorphique et socle). La "Zone Houillère" du Trias, à la base des Nappes Penniques, est une formation hétérogène de schistes et roches évaporitiques dans un corridor de failles, caractérisée par des circulations d'eau parfois fortes (Fette et al., 2005).

La vallée du Rhône est un comblement alluvial de plusieurs centaines de mètres d'épaisseur (Besson et al., 1991). Les sédiments sont majoritairement composés de dépôts alluviaux, liés au Rhône et ses affluents. Des dépôts lacustres et marécageux sont présents en certains endroits (DTEE, 2014). La taille des sédiments varie en fonction de plusieurs facteurs : ils sont généralement plus grossiers (graviers, pierres) dans les endroits où la pente est élevée et la vallée plus étroite et plus fins (sable ou limons) dans les secteurs larges et plus plats (DTEE, 2014).

À l'amont du verrou de Saint-Maurice et en Valais central, l'interprétation selon des données sismiques a montré que les dépôts sédimentaires se composent généralement de dépôts deltaïques ou alluviaux fluviaux, puis de dépôts glacio-lacustres et lacustres, suivi de moraine d'ablation, de moraine de fond et enfin de dépôts torrentiels sous-glaciaires à la base (fig. 3) (Reynard et al., 2009). Cette série stratigraphique correspond à celle que l'on trouve généralement après des périodes de déglaciations que l'on peut diviser en trois phases. Tout d'abord, le bas de la série, qui correspond à des dépôts sous-glaciaires et morainiques, a été déposé lorsque le glacier était encore présent. Ensuite, le retrait des glaciers a entraîné la formation de lacs proglaciaires qui ont donné lieu à des dépôts de type glacio-lacustres et lacustres. Enfin, il y a eu un remblaiement des zones de dépression par des dépôts de types deltaïques et alluvionnaires (Reynard et al., 2009).

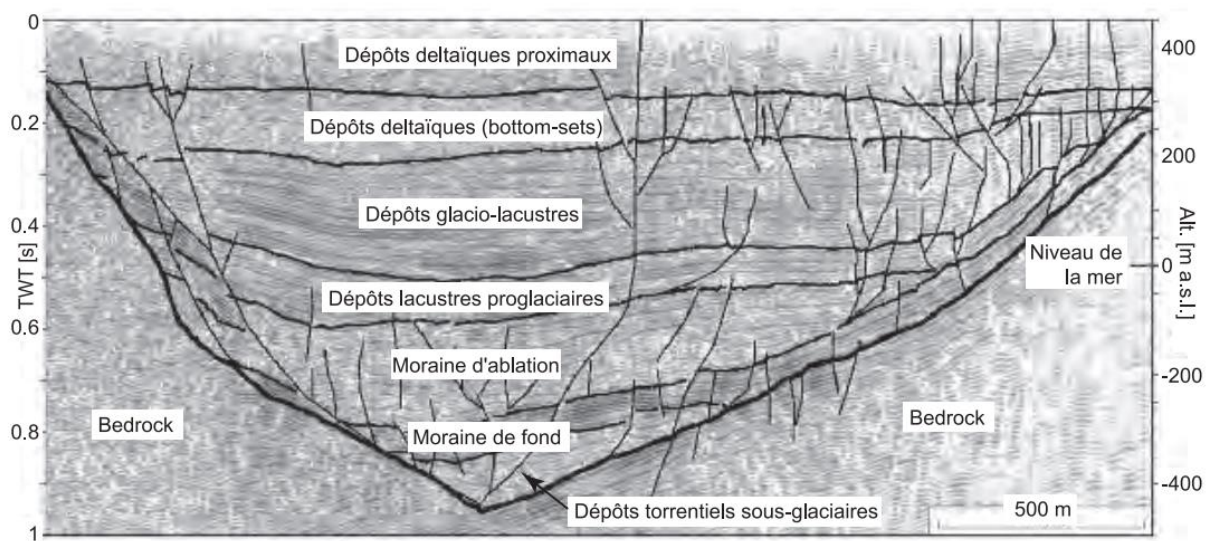


Figure 3 : Profil stratigraphique à l'est de Martigny (p. 82, Reynard et al., 2009).

Le verrou de Saint-Maurice marque un net changement de sédimentation à son aval (Reynard et al., 2009). La région du Chablais, par les importantes variations du niveau du Lac Léman, présente une sédimentation postglaciaire qui a été affectée. Le profil de dépôt typique se compose de trois niveaux : des sédiments non-déformés, suivis de sédiments déformés et de moraine de fond, à la base de la série (Reynard et al., 2009).

Glenz *et al.* (2015) ont pu représenter l'abondance relative des granulométries en fonction de la profondeur pour une série de forages entre Salquenen et Evionnaz (fig. 4). Les graviers sont le faciès le plus fréquent et les limons et sables sont également abondants. Les niveaux argileux dominent à certaines profondeurs, notamment entre Riddes et Martigny en-dessous de 20 m, correspondant à l'ancien lit de la Dranse. La partie superficielle est systématiquement dominée par les limons et la terre, conséquence directe d'actions anthropiques visant à améliorer la qualité du sol pour l'agriculture. Leur abondance diminue ensuite dans les horizons plus profonds et tend à se stabiliser en-dessous de 5 m

(Glenz et al., 2015). En-dessous de 1 m (voire 2-3 m selon les endroits), les faciès tendent vers une granulométrie plus grossière et on constate le plus souvent une prépondérance des graviers (Glenz et al., 2015). Enfin, les alluvions torrentielles liées aux cours d'eau latéraux et cônes de déjection sont très hétérogènes. Il en résulte un aquifère non confiné dans les zones à graviers et confiné sous les limons (Glenz et al., 2015).

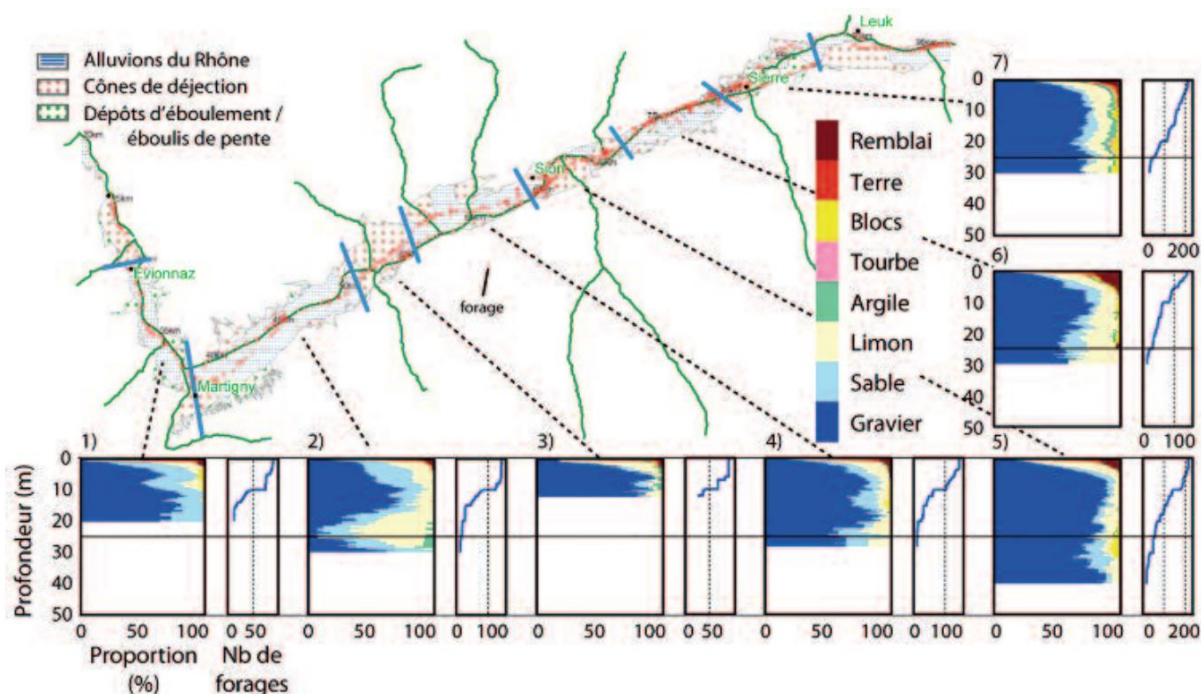


Figure 4 : Abondance relative des granulométries en fonction de la profondeur 1) Evionnaz - Martigny; 2) Martigny - Riddes; 3) cônes de déjection de la Fare et de la Losentse; 4) Ardon - Sion; 5) cônes de déjection de la Borgne et de la Lienne; 6) Saint-Léonard - Chalais; 7) Chalais - Salquenen (p.116, Glenz et al., 2015).

La teneur en argile et limon est un facteurs déterminant qui influence de nombreuses propriétés du sol et notamment son régime hydrique. Les sols avec une forte teneur en sable ont une capacité de rétention plus faible que ceux avec une forte teneur en limon. Cela signifie que l'eau s'infiltré plus facilement dans les sols sablonneux. Dans les secteurs où les sols sont riches en limons, la nappe phréatique peut donc entraîner une saturation du sol en eau si elle se trouve proche de la surface (DTEE, 2014). Les teneurs en limon et argile augmentent à l'aval dans le Chablais. Cela induit qu'à l'amont de Martigny, les sols ont une prédominance humide alors qu'à l'aval, ils sont à tendance sécharde. Les sols à nappe permanente gagnent donc en importance d'aval en amont (DTEE, 2014).

3.3 Fonctionnement hydrogéologique

Les écoulements souterrains ainsi que les interactions entre les cours d'eau et les aquifères sont complexes et dépendent entre autres de la nature des alluvions et leur conductivité hydraulique, variant en fonction de la taille, la forme et l'interconnectivité des pores des sédiments (Brunke & Gonser, 1997). En plus de l'influence de facteurs géologiques, des éléments anthropiques, notamment à travers l'utilisation du sol, hydrologiques, climatiques ou encore géomorphologiques rentrent en compte dans les processus d'échange entre les rivières et les eaux souterraines (Brunke & Gonser, 1997).

Dans la vallée du Rhône, les essais de pompages effectués indiquent une conductivité hydraulique moyenne pour tous les faciès entre 10^{-3} et 10^{-5} m/s, ce qui correspond à un sol perméable à hautement perméable (Glenz et al., 2015). La recharge de la nappe phréatique du Rhône se fait principalement par infiltration du fleuve, ce qui implique que le niveau de la nappe varie simultanément avec celui du Rhône (fig. 5) (Glenz et al., 2015). Les apports de versants contribuent aussi à alimenter la nappe mais leurs

effets ne sont pas toujours visibles et difficiles à quantifier (Theler & Udry, 2019). Enfin, l'infiltration des précipitations nettes (différence entre les précipitations annuelles moyennes et la moyenne annuelle d'évaporation réelle) participe également à recharger la nappe (Glenz et al., 2015). Localement, le processus inverse, soit l'exfiltration, peut se produire, quand les eaux souterraines soutiennent le débit du cours d'eau (Sophocleous, 2002).

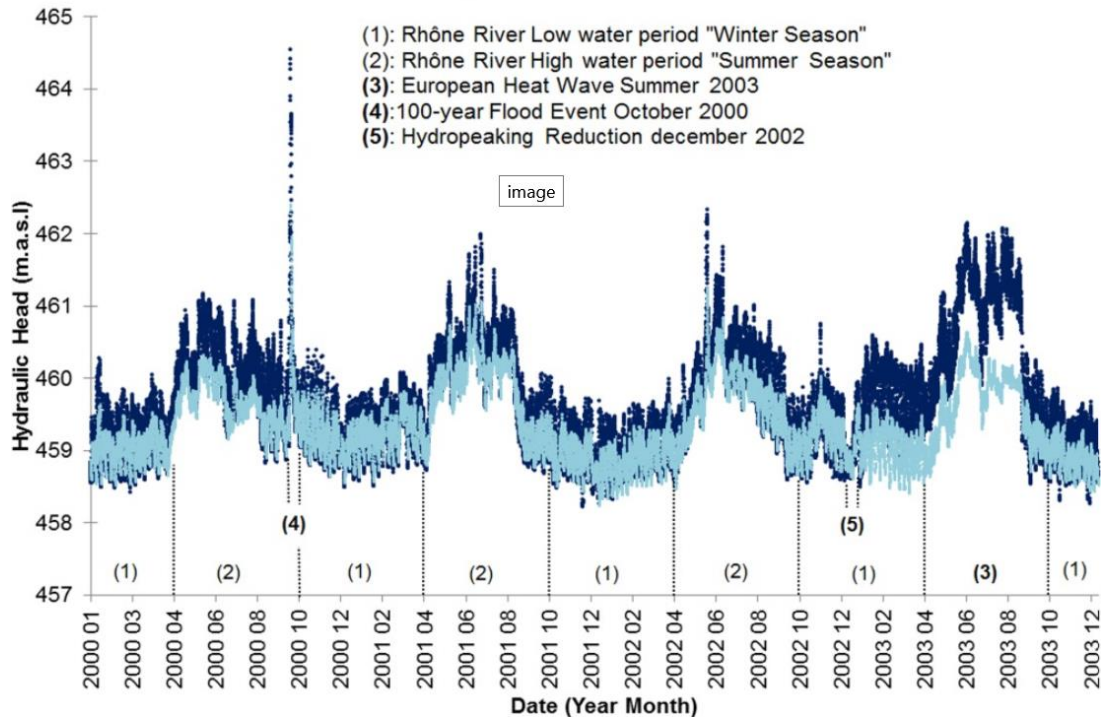


Figure 5 : Variations du niveau du Rhône (bleu foncé) et de la nappe phréatique dans un forage (bleu clair) à Fully (p. 2654, Gianni et al., 2016).

Entre Brigue et le lac Léman, les observations indiquent que généralement l'eau du fleuve s'infiltré dans la nappe en permanence (le niveau de la nappe se trouve en-dessous du lit du Rhône et en-dessous de sa ligne d'eau) (fig. 6). Dans les endroits où la nappe se trouve en-dessous du lit du fleuve, comme à Sierre ou à Viège, l'infiltration se fait par percolation. Localement, s'observe une infiltration libre, ce qui signifie que l'aquifère est relié au fleuve par une zone saturée (Glenz et al., 2015).

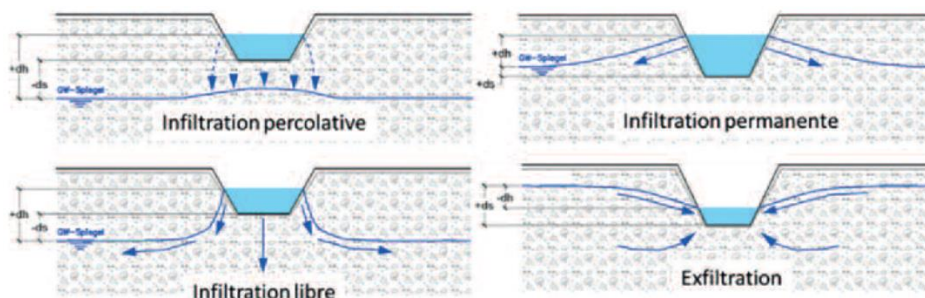


Figure 6 : Typologies de relations entre un fleuve et un aquifère (p.126, Glenz et al., 2015)

La zone la plus dynamique des systèmes d'écoulement souterrain est le toit de la nappe phréatique : son niveau change continuellement en réponse aux événements météorologiques (crues, fontes nivales, épisodes pluvieux) et aux fluctuations saisonnières naturelles (Sophocleous, 2002). Pour l'aquifère du Rhône, le niveau piézométrique est souvent proche de la surface, parfois à un ou deux mètres. La différence entre le niveau en période de hautes et de basses eaux (battement) est généralement faible, de l'ordre de quelques dizaines de centimètres, mais peut être plus importante en bordure de vallée et varier d'une année à l'autre. Le battement de la nappe reflète aussi la nature des sédiments

Entre Chippis et Riddes, s’observe une nappe de plaine, à régime glacio-nival, et son niveau est situé à faible profondeur sous la surface du sol. La nappe est particulièrement proche du sol dans le secteur de Chalais. Dans le Valais Central, entre Riddes et Evionnaz, la nappe a les mêmes caractéristiques (DTEE, 2014). Les secteurs de Fully-Charrat, Vionnaz-Vouvry et de Port-Valais se démarquent car la nappe est semi-captive sous des couches superficielles de matériaux fins. Le comportement de la nappe change dans le Chablais en raison d’un élargissement de la plaine et d’une pluviométrie plus importante. Le régime hydrologique de la nappe est plus complexe, avec de forts apports de versants et une influence plus marquée du Rhône et des précipitations (DTEE, 2014).

3.4 Risque d’inondation par remontée de nappe phréatique

Il existe plusieurs types d’inondation par remontées de nappes phréatiques. Le premier type est causé par des événements pluvieux extrêmes qui provoquent la remontée des nappes phréatiques au-dessus du niveau des sous-sols. Ce type d’inondation est plus critique dans les régions géologiques à faible porosité (ou faible capacité de stockage), comme dans les roches fracturées (Abboud et al., 2018). Les remontées de nappe se produisent aussi dans les aquifères alluviaux perméables, liés aux cours d’eau, comme c’est le cas de la nappe phréatique du Rhône en cas de crue du fleuve après de forts épisodes pluvieux ou de fonte nivale (fig. 7). Les inondations par les eaux souterraines peuvent également être causées par des facteurs anthropiques comme l’arrêt d’un pompage des eaux souterraines, le rejet d’eau dans la nappe ou la création de barrières à l’écoulement par des structures souterraines (Hughes et al., 2011).

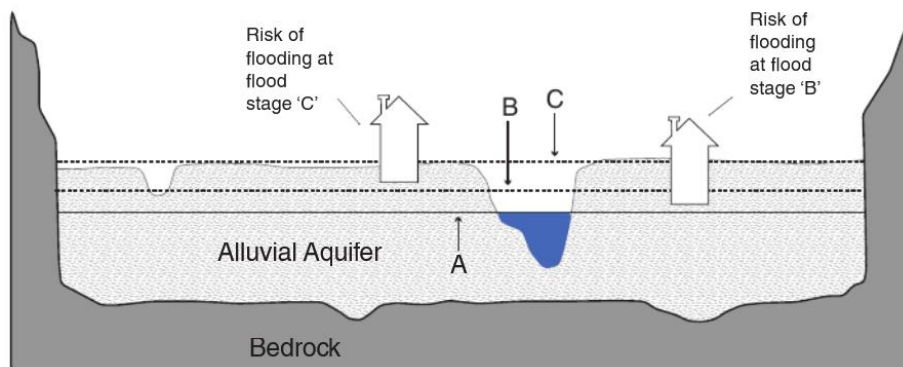


Figure 7 : Coupe transversale à travers la vallée avec l’élévation du niveau de la rivière propagée dans l’aquifère alluvial perméable. Débit de base (A), débit modéré (B), et débit élevé (C) (p.2, Abboud et al., 2018).

En Valais central, le risque d’inondation par remontée de nappe phréatique est à son maximum durant les mois de juin, juillet et août, période où le toit de la nappe se trouve au plus haut. En 2019, des remontées de nappe ont eu lieu en Valais central et en Haut-Valais, que l’on peut lier à deux crues du Rhône consécutives : la première les 10 et 11 juin et la seconde au début du mois de juillet (Sonney et al., 2021). La crue du mois de juin a été provoquée par des orages et celle de juillet par un gros épisode de fonte nivale qui a suivi deux semaines de canicule. Ces épisodes de crue ont causé une remontée significative du niveau de la nappe, surtout dans les endroits proches du fleuve. Des différences pouvant aller jusqu’à un mètre ont été mesurées localement par rapport à la référence du mois de juillet de la période 1976-2017 (fig. 8) (Sonney et al., 2021). Lorsque la nappe remonte aussi subitement, des dommages peuvent être causés aux infrastructures ainsi qu’aux activités industrielles et agricoles (Sonney et al., 2021).

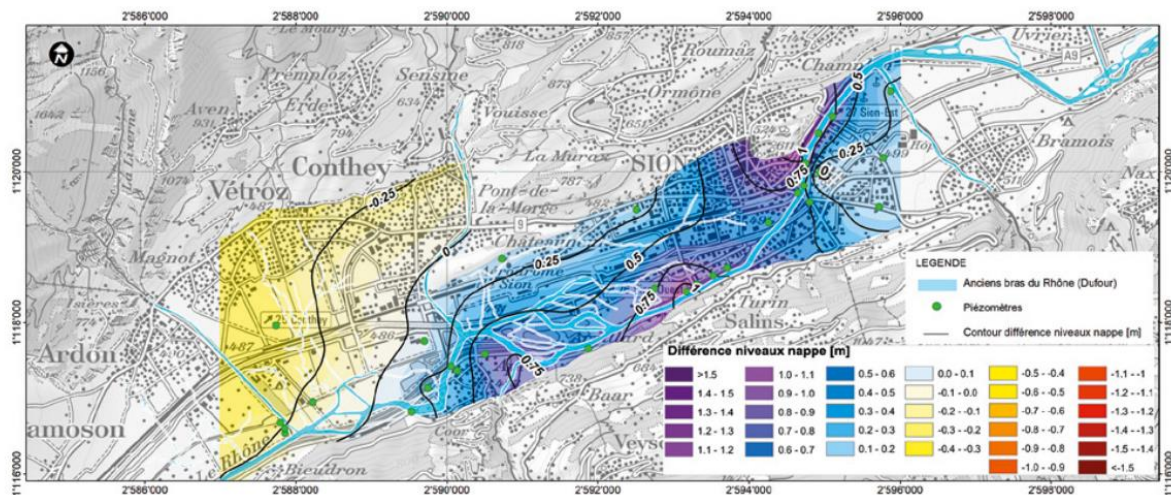


Figure 8 : Différence entre le niveau piézométrique du 4 juillet 2019 et le niveau de référence du mois de juillet pour la période 1976–2017 (p. 54, Sonney et al., 2021)

Le niveau de la nappe est également fortement influencé par les activités anthropiques dans la vallée. Dans ce cas, les pompages d'eau souterraine engendrent généralement un abaissement du niveau de la nappe (rabattement) et leurs effets peuvent être conséquents s'ils sont rapprochés et importants (Service Géologique National Français, 1993). Dans la vallée du Rhône, fortement anthropisée, les pompages sont de nature variée et leur multitude peut parfois être conflictuelle. Parmi les principaux usages, l'on notera l'alimentation en eau potable, l'irrigation, les pompages industriels, les pompes à chaleur eau-eau, et, de manière temporaire, les rabattements dans une enceinte de fouille lors de chantiers ainsi que les aspersiones sporadiques en cas de gelée noire. Les données piézométriques cantonales montrent que ces rabattements sont réversibles, le niveau de la nappe remontant en quelques jours lorsque les pompages les plus volumineux s'arrêtent (Sonney et al., 2021).

4. Méthodologie

4.1 Zone d'étude

La zone d'étude est la vallée du Rhône entre Sierre (VS) et Villeneuve (VD), qui s'étend sur une superficie d'environ 200 km² (fig. 9). La majeure partie se trouve dans le canton du Valais et une petite partie dans le canton de Vaud. La plaine est caractérisée par une forte urbanisation, ainsi que des activités industrielles et agricoles. Les surfaces bordant le Rhône sont principalement dédiées à l'agriculture. En Valais central s'étendent principalement des vergers, tandis que le Bas Valais comprend plutôt des surfaces de maraîchages ou de grandes cultures (DTEE, 2014).

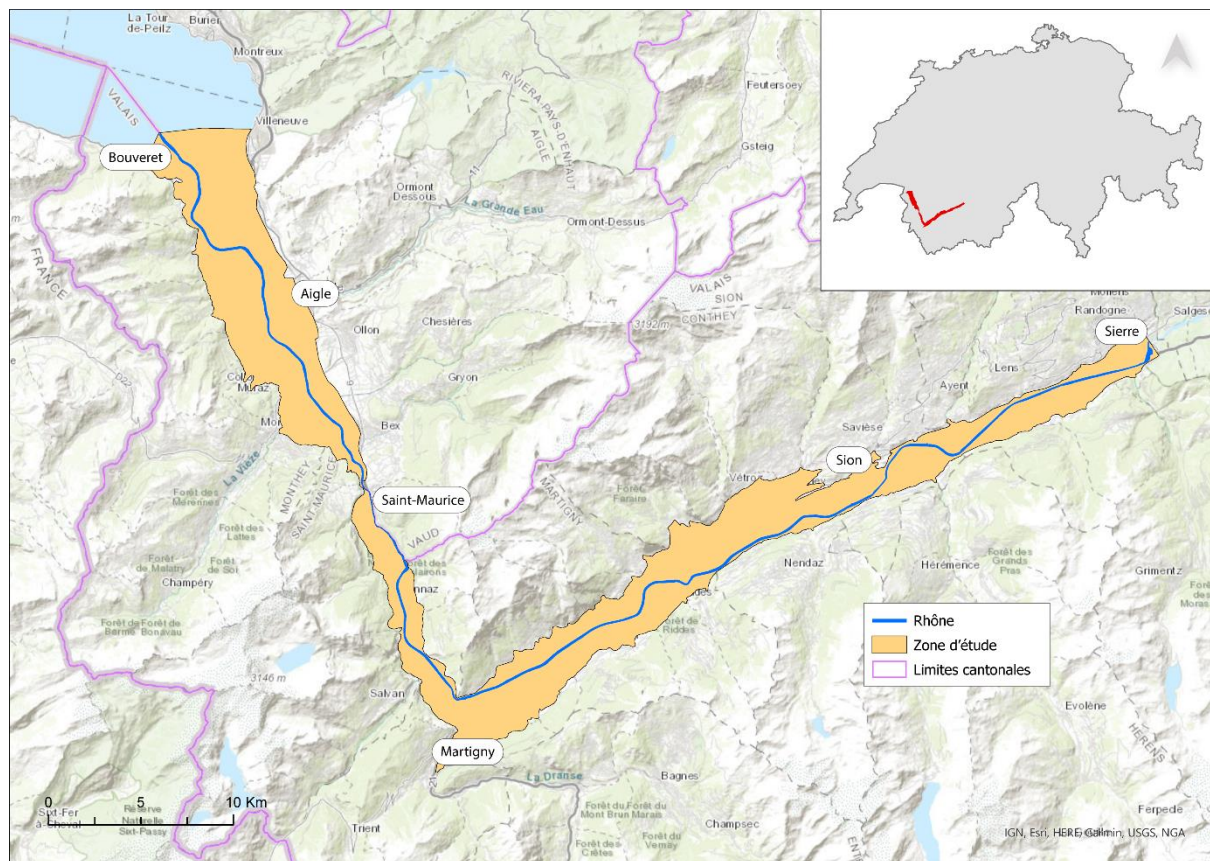


Figure 9 : Localisation de la zone d'étude

D'après la carte des profondeurs mensuelles de l'aquifère du Rhône (fig. 10) (CREALP, s.d.), certains secteurs sont plus à risque en raison de la faible profondeur de la nappe voire de son artésianisme et ont servi à calibrer la méthodologie. Un premier aperçu permet de faire ressortir trois zones prioritaires : la zone de Pramont (à l'ouest de Sierre, en rive gauche du Rhône), de Fully-Charrat (à l'amont de Martigny en rive gauche du fleuve) et de Vionnaz (en rive gauche du Rhône au niveau de Aigle).

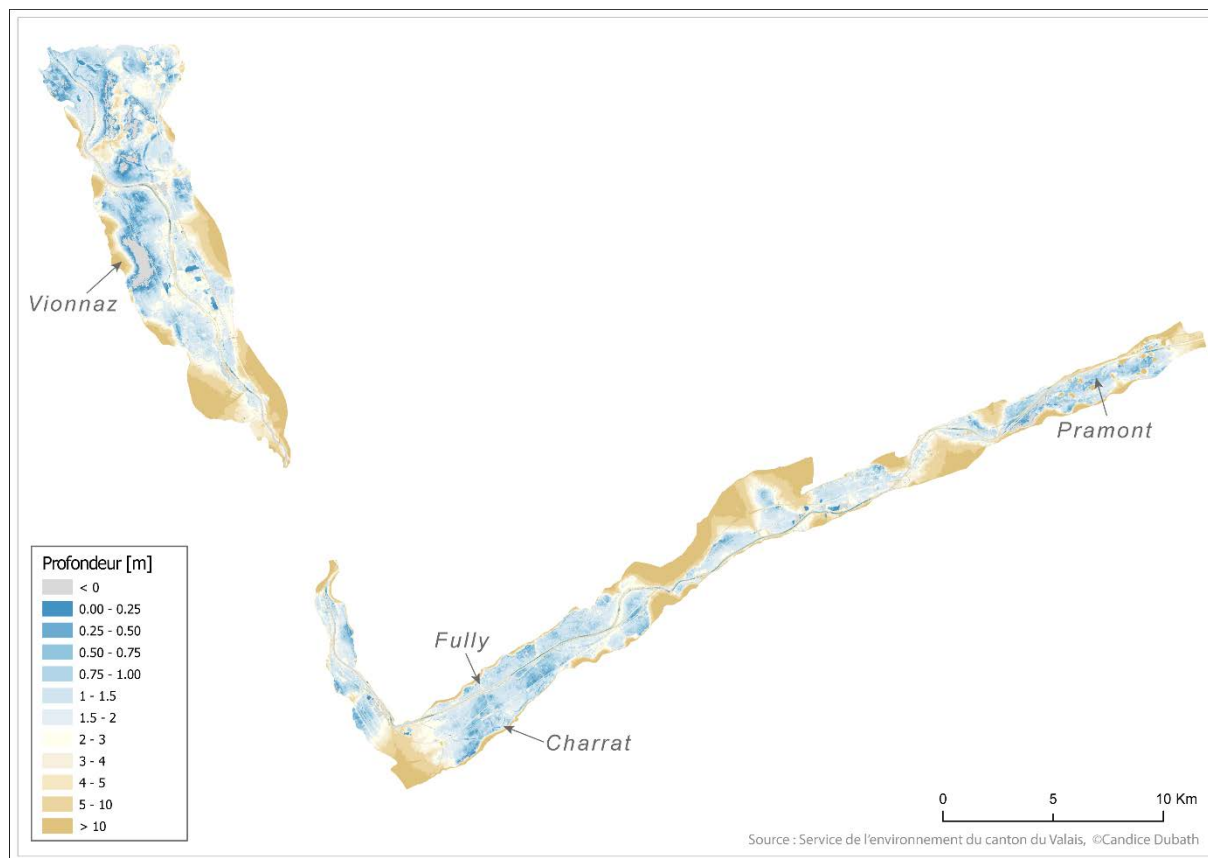


Figure 10 : Profondeur minimum de la nappe (m) sur la période 1976-2017.

4.2 Images satellite et données auxiliaires

Le choix des images satellite s'est d'abord porté sur la constellation de satellite Planet, qui a une résolution spatiale de 3,7 m. Il dispose de quatre bandes spectrales (rouge, vert, bleu et proche infrarouge) et d'une fréquence de passage quotidienne (<https://www.planet.com/products/monitoring/>). Le nombre limité de bandes spectrales à disposition a toutefois écarté ce choix.

Le choix s'est porté sur les images satellites multispectrales Sentinel-2 car son accès est gratuit, à l'inverse des images Planet, ce qui permet de répliquer l'étude (<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>). La constellation Sentinel-2 est composée de deux satellites, S-2A et S-2B, lancés respectivement en juin 2015 et en mars 2017. Ces satellites sont caractérisés par un temps de revisite de 5 jours en Europe et de 5 à 10 jours dans le reste du monde et ils acquièrent des données dans 12 bandes avec une résolution spatiale allant de 10 à 60 m (Notti et al., 2018).

Sept bandes spectrales ont été utilisées pour cette étude : trois bandes dans le visible (bleu [B2], vert [B3], rouge [B4]), deux dans le proche infrarouge ([B8], [B8A]) et deux bandes de proche infrarouge à onde courte ([B11], [B12]) (tab. 1).

Bande	Nom de la bande	Résolution [m]	Longueur d'onde centrale [nm]
Bleu	B2	10	493
Vert	B3	10	560
Rouge	B4	10	665
NIR	B8	10	833
NIR	B8A	20	865
SWIR ₁	B11	20	1610
SWIR ₂	B12	20	2190

Tableau 1 : Résumé du jeu de données de télédétection utilisé pour la présente étude

Après préparation des données, des collections d'images pour chaque année d'étude ont été créées, comptant un nombre d'images varié :

- 2017 : 22 images
- 2018 : 38 images
- 2019 : 36 images
- 2020 : 30 images
- 2021 : 22 images
- 2022 : 35 images

De plus, le Service de l'environnement du Canton du Valais (ci-après : SEN) a mis à disposition différents produits cartographiques, notamment sur le niveau de la nappe phréatique. Ces cartes ont été établies sur la base des données piézométriques collectées sur la période 1976-2017 et créées par le CREALP. Ce large réseau de piézomètre en place dans la vallée du Rhône, permet aussi de voir en quasi temps réel l'évolution du niveau de la nappe. Ce réseau est maintenu par le CREALP sous mandat du SEN. L'ensemble de ces données est accessible via la plateforme STRATES.

Enfin, pour mener à bien l'analyse des cas d'étude, plusieurs outils et supports ont été utilisés :

- Les sondages du géocadastre du CREALP (CREALP, s.d.)
- Les données météorologiques de MétéoSuisse pour les années étudiées
- Les différents produits cartographiques issus du Guichet cartographique cantonal vaudois (Canton de Vaud, s.d.)
- Les différents produits cartographiques issus du Géoportail cantonal valaisan (Canton du Valais, 2023)
- Les différentes données environnementales issues du système d'information du territoire valaisan, relatifs à la profondeur moyenne de la nappe phréatique, aux zones de protection de seaux, aux sites d'extraction et aux types de sols (Service de l'environnement du canton du Valais, s.d.)
- La page internet de la Troisième correction du Rhône, disponible sur le site officiel du canton du Valais (Canton du Valais, 2022a ; Canton du Valais, 2022b)
- La carte Siegfried de 1890, tirée de l'*Atlas Siegfried*, disponible sur le géoportail fédéral en ligne (Confédération Helvétique, s.d.)

4.3 Google Earth Engine

Le traitement de données (algorithmes, classifications, etc.) pour obtenir les produits cartographiques de cette étude a été effectué sur Google Earth Engine, une plateforme informatique basée sur le cloud computing et facilitant l'accès à des ressources informatiques de haute qualité pour traiter de très grands ensembles de données géospatiales (à l'échelle du pétaoctet) (Mutanga & Kumar, 2019). Cette plateforme consiste en un catalogue de données prêtes à être analysées et en libre accès, associé à un service de calcul performant via l'utilisation du langage Javascript (Gorelick et al., 2017). On y accède et le contrôle par le biais d'une interface de programmation d'applications accessible sur Internet et au travers d'un environnement de développement interactif, qui permet une visualisation rapide des résultats (Gorelick et al., 2017). Le catalogue de données héberge un vaste répertoire de données géospatiales accessibles gratuitement, composé d'observations provenant d'imagerie satellitaire et aérienne dans des longueurs d'onde optiques et non optiques. Toutes ces données sont prétraitées et donc prêtes à l'emploi, rendant le traitement de l'information rapide, accessible et répliquable (Gorelick et al., 2017).

4.4 Classification supervisée

Pour cartographier les inondations par remontée de nappe phréatique dans la zone d'étude, une classification supervisée a été réalisée. La classification des types de couverture du sol et l'analyse des changements sont parmi les applications les plus courantes de la télédétection. L'une des tâches de classification les plus standard consiste à distinguer les plans d'eau des surfaces terrestres sèches (Feyisa et al., 2014). La classification d'images dans le domaine de la télédétection est le processus d'assignation des pixels d'une image à des classes. Dans le cas d'une classification supervisée, ces classes sont prédéfinies par l'utilisateur. Cette technique est largement appliquée dans le recensement de la couverture et l'utilisation du sol, notamment pour l'aménagement du territoire (Perumal & Bhaskaran, 2010).

Dans certains cas, la classification peut constituer le produit final de l'étude, alors que dans d'autres, la classification n'est qu'un support à des analyses plus complexes, telles que les études de dégradation des terres, la gestion des ressources et d'autres applications de surveillance de l'environnement (Perumal & Bhaskaran, 2010). Quoi qu'il en soit, la classification des images est devenue un outil important pour l'extrait d'information territoriale pertinente à partir d'images numériques.

Cette méthode se base sur l'apprentissage automatique aux travers de différents algorithmes de classification, les deux plus couramment utilisés étant le *Random Forest* (RF) et *Support Vector Machine* (SVM). Plusieurs études (Abida et al., 2022; Foroughnia et al., 2022) ont démontré que le classificateur RF avait la plus grande précision et cet algorithme a donc été privilégié pour ce projet. Pour fonctionner, il est nécessaire de lui procurer des points d'entraînement, pour lesquels la catégorie est connue. Ces points d'entraînement permettent de dresser une signature spectrale type pour chaque classe, qui sera ensuite utilisée dans la décision d'attribution d'une catégorie à un pixel (Foroughnia et al., 2022). Cette étape est cruciale car la qualité d'une classification supervisée dépend de la qualité des points d'entraînement et de l'extraction des signatures spectrales qui en découle. De manière générale, plus le nombre de points d'entraînement est élevé, meilleurs sont les résultats. Avant de passer à la classification, les points d'entraînement sont divisés aléatoirement en deux catégories : les données d'entraînement et les données de validation, qui seront utilisées pour évaluer la performance de classification (Perumal & Bhaskaran, 2010).

4.5 Méthode

La méthode développée dans ce travail est largement inspirée de l'étude de Solovey (2019), parue dans la revue internationale *Geologos*. Dans son article, Solovey (2019) a développé une méthode d'identification et de cartographie des inondations causées par des fluctuations de nappe phréatique dans

la vallée de la rivière Vistule, en Pologne. La méthode développée consiste en l'utilisation d'images multispectrales Sentinel-2 pour calculer différents indices spectraux. Si une grande partie de la méthodologie de cette étude est une réplification de celle proposée par Solovey (2019), quelques adaptations ont été apportées afin de correspondre aux besoins et objectifs de ce travail (fig. 11).

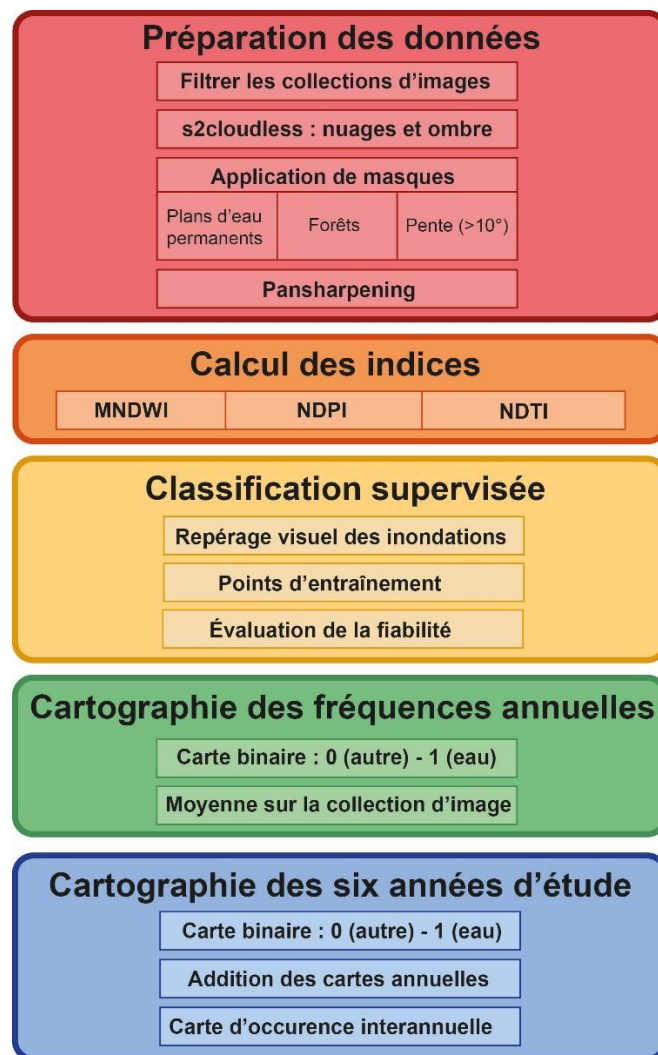


Figure 11 : Résumé de la méthodologie de l'étude

4.5.1 Préparation des données

La première étape de l'analyse est la préparation des données. Les images satellites Sentinel-2 Level 1C ont tout d'abord été filtrées sur la base de plusieurs critères : en fonction de la zone d'étude (.filterBounds), de l'année étudiée (.filterDate) et de la couverture nuageuse (.filterMetadata). Ensuite, la fonction « Sentinel-2 Cloud Masking with s2cloudless », créée par les développeurs de Sentinel-2 et permettant de masquer les nuages (cirrus et ombre portée sur le sol), a été appliquée (<https://developers.google.com/earth-engine/tutorials/community/sentinel-2-s2cloudlessdevelopers>). En effet, lors d'une classification, les nuages et zones d'ombre ont tendance à être mal classifiés. Pour éviter ce problème, ces pixels ont été masqués. Les nuages sont identifiés à partir du jeu de données *Sentinel-2 : Cloud Probability* (s2cloudless) et les ombres sont définies par l'intersection de la projection des nuages avec des pixels à faible réflectance dans le proche infrarouge (NIR). Cette fonction fait également appel à la collection d'image Sentinel 2 level 2A, dont les images sont disponibles dès mars 2017.

Deux masques ont été appliqués postérieurement à la collection d'image : un masque éliminant les plans d'eau permanents et un masque enlevant les zones où la pente est plus élevée que 10°, dérivé du modèle

digital d'élévation *NASADEM*. Les collines et autres petits reliefs de la plaine ont donc été masqués (par exemple St-Triphon). Les plans d'eau ont été éliminés par l'utilisation d'un seuil, basé sur l'index MNDWI. Le seuil a été choisi sur une appréciation visuelle de son efficacité et appliqué pour chaque année. Les zones de forêts ont également été masquées, sur la base de la collection d'image *Copernicus CORINE Land Cover*, qui recense la couverture du sol à l'échelle planétaire à une résolution de 100 m. Ce choix a été fait car les images multispectrales ne permettraient pas de détecter des surfaces inondées en milieu forestier.

Enfin, pour être en mesure de calculer les différents indices nécessaires à l'analyse, les bandes ayant une résolution de 20 m ont dû être rééchantillonnées à une résolution de 10 m. La résolution spatiale de la bande SWIR a donc été augmentée de 20 à 10 m dans Google Earth Engine en utilisant un algorithme de *pan-sharpening* : le filtre *High Pass Filter* (HPF) (Solovey, 2019). Le principe général de ce filtre est d'extraire de l'image panchromatique les informations à haute fréquence qui sont principalement liées aux informations spatiales, puis d'ajouter cette information à chaque bande devant être affinée (Du et al., 2016). Bien qu'il existe plusieurs filtres permettant d'affiner des bandes spectrales, l'étude de Du *et al.* (2016) a montré que le filtre HPF permettait au mieux de préserver l'information spatiale et spectrale de la bande. Trois indices (MNDWI, NDPI et NDTI) ont ensuite été calculés et ajoutés comme bande à chaque image de la collection. Ces différentes étapes ont été effectuées sur les collections d'images des années 2017 à 2022, de juin à août. En effet, d'après les données piézométriques mensuelles, ces mois correspondent aux périodes de hautes eaux de la nappe et à des moments où elle est le plus susceptible de déborder à la surface.

Ces différentes opérations ont mené à la création de six collections d'images, chaque image contenant les bandes citées plus haut, en plus des indices MNDWI, NDPI et NDTI. Après ces différentes étapes de préparation de données, les travaux de classification ont pu débuter.

4.5.2 Création des points d'entraînement

Les points d'entraînement proviennent de deux images de 2019 : la première datant du 29 juin et la seconde du 23 août. L'année 2019 a été sélectionnée pour la création des points d'entraînement car des inondations par remontées de nappe phréatique connues du SEN ont eu lieu cette année-là. Plus de 1300 points d'entraînement regroupés dans quatre catégories de couverture du sol (« eau », « urbain », « végétation » et « végétation sèche ») ont été créés. Ces mêmes points ont été utilisés pour la classification des images des autres années. Cela est rendu possible par le fait que les images Sentinel 2 sont des séries temporelles d'images avec des réflectances et paramètres d'acquisition similaire. Ainsi, peu de variations des signatures spectrales sont à attendre. Des points d'entraînement supplémentaires ont été créés pour chaque année d'étude pour les données de validation.

Les données d'entraînement pour les surfaces en eau, c'est-à-dire pour les inondations, ont été minutieusement sélectionnées lors d'une première analyse visuelle, basée sur une image en couleur composite (avec R_{NDTI} , G_{NDPI} , B_{MNDWI}) (fig. 12). Le repérage de ces points a ensuite été confronté aux données piézométriques cantonales, disponibles sur la plateforme STRATES. Si le niveau de la nappe était à plus de deux mètres de profondeur, l'éventualité d'une inondation causée par une remontée de nappe a été exclue.

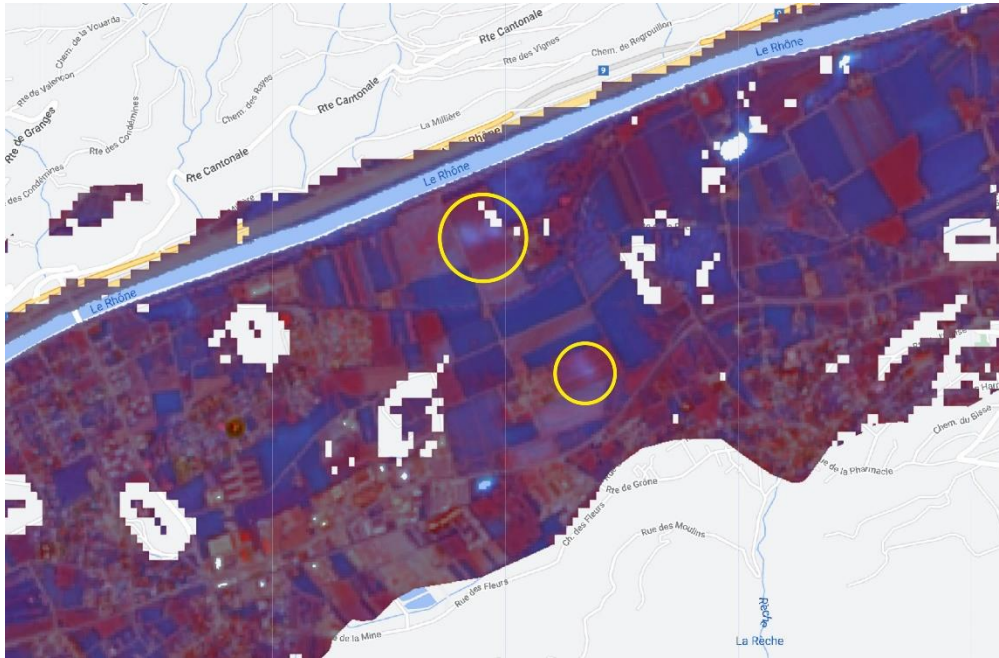


Figure 12 : Zone d'inondation repérée visuellement sur une image en couleur composite (R_{NDTI} , G_{NDPI} , B_{MNDWI}) datant du 29 juin 2019.

4.5.3 Détection semi-automatique des inondations par classification supervisée

Une fois la classification supervisée réalisée, les résultats ont été évalués sur la base d'une matrice de confusion, dont le résultat est résumé par le *Overall accuracy*.

La classification supervisée a tout d'abord été appliquée aux images de 2019, puis aux autres années d'étude. Pour toutes les années, la classification a été appliquée à chaque image des collections d'images, créant ainsi une nouvelle collection d'images, avec chaque pixel appartenant à une catégorie : 0 (urbain) – 1 (végétation) – 2 (végétation sèche) – 3 (eau). Afin de calculer la fréquence des inondations, la classification a été simplifiée en une image binaire avec comme valeur 1 pour l'eau et 0 pour les autres catégories. La moyenne de la collection d'image, c'est-à-dire pour la période étudiée, a ensuite été calculée, donnant une fréquence entre 0 et 1 (0 correspondant à un pixel qui n'a jamais été classifié comme de l'eau et 1 à un pixel classifié comme de l'eau sur chaque image). Ces indices d'occurrence ont ensuite été importés et traités dans le logiciel de système d'information géographique ArcGIS Pro.

Afin d'avoir une vision d'ensemble des six années étudiées et de savoir si des inondations se sont reproduites au même endroit, les cartes d'indice ont été simplifiées puis additionnées. Premièrement, les indices ont été convertis pour obtenir une carte binaire annuelle : 1 pour les pixels ayant été classifiés comme de l'eau au moins une fois sur l'année étudiée et 0 pour le reste. Le bruit étant trop important sur les cartes binaires, les points classifiés comme de l'eau là où la nappe est à plus de 2 m ont été masqués, tout comme le lit du Rhône dans l'emprise des digues.

Cette carte finale, par addition des cartes binaires annuelles comprend ainsi des pixels avec une valeur comprise entre 0 et 5 (0 signifiant un pixel n'ayant jamais été classifié comme de l'eau sur les cinq ans et 5 un pixel ayant été classifié comme de l'eau chaque année).

5. Résultats

5.1 Classification supervisée

Les matrices de confusion ont donné des résultats variés en fonction des années. Pour la classification de 2018, 2019 et 2020, la quasi-totalité des points de validation de la catégorie « eau » ont été classifiés correctement. Toutefois, la matrice de confusion pour la classification de 2017 et 2021 indique des résultats plus mitigés : plus de la moitié des pixels d'eau ont été classifiés comme de la végétation. En considérant les quatre classes, et non seulement l'eau, tous les résultats sont supérieurs à 0.9, signifiant que plus de 90% des pixels ont été classifiés correctement (tab. 2).

2017	Urbain	Végétation	Végétation sèche	Eau	2018	Urbain	Végétation	Végétation sèche	Eau
Urbain	372	0	43	0	Urbain	315	0	12	0
Végétation	0	418	1	0	Végétation	0	377	1	0
Végétation sèche	45	0	325	0	Végétation sèche	15	0	285	0
Eau	0	17	0	13	Eau	0	0	0	19

2019	Urbain	Végétation	Végétation sèche	Eau	2020	Urbain	Végétation	Végétation sèche	Eau
Urbain	321	0	16	0	Urbain	331	0	13	0
Végétation	1	388	0	0	Végétation	0	357	1	0
Végétation sèche	13	0	320	0	Végétation sèche	18	0	324	0
Eau	1	0	0	16	Eau	0	0	0	27

2021	Urbain	Végétation	Végétation sèche	Eau
Urbain	378	0	20	0
Végétation	0	419	0	1
Végétation sèche	27	0	338	0
Eau	0	41	0	18

Année	Overall Accuracy
2017	0,91
2018	0,96
2019	0,98
2020	0,98
2021	0,92

Tableau 2 : Matrices de confusion des classifications par année (haut) Évaluation de la fiabilité de la classification supervisée par année (bas)

5.2 Cartes de fréquence annuelle

Des cartes de fréquence d'inondation annuelle (basées sur les mois de juin, juillet et août) ont été réalisées pour les années 2017, 2018, 2019, 2020 et 2021¹ (fig. 16, 18, 20, 21 et 23). Les années 2018 et 2020 sont celles qui ont eu les plus grandes surfaces inondées et celle qui en a le moins est 2017 (fig. 13). La moyenne des superficies classifiées comme des inondations est de 0,84 km² sur les cinq années d'étude, ce qui correspond à 8400 pixels.

¹ Les données de 2022 n'ont pas été exploitées à cause d'un problème méthodologique : un problème a été rencontré dans la classification des catégories « eau » et « végétation ».



Figure 13 : Aire des pixels classifiés comme de l'eau par année

En 2017, 0,31 km² de la zone d'étude a été classifié comme de l'eau, correspondant à 3100 pixels (fig. 13). Durant la période estivale de cette année, les inondations étaient principalement en aval de Martigny (fig. 14). Le plus remarquable ce sont les zones classifiées comme des inondations vers le Bouveret, avec des fréquences comprises entre 0,3 et 0,5. Une seconde zone apparaît entre Bex et Aigle, avec deux surfaces classifiées comme des inondations d'une fréquence de 0,3-0,4. Plusieurs zones éparées sont également classifiées comme des inondations, à l'aval de St-Maurice, avec des fréquences de 0,3. Parmi les artefacts, des pixels classifiés comme de l'eau correspondent toutefois à des lits de rivières, comme la Dranse à Martigny (fig. 16).

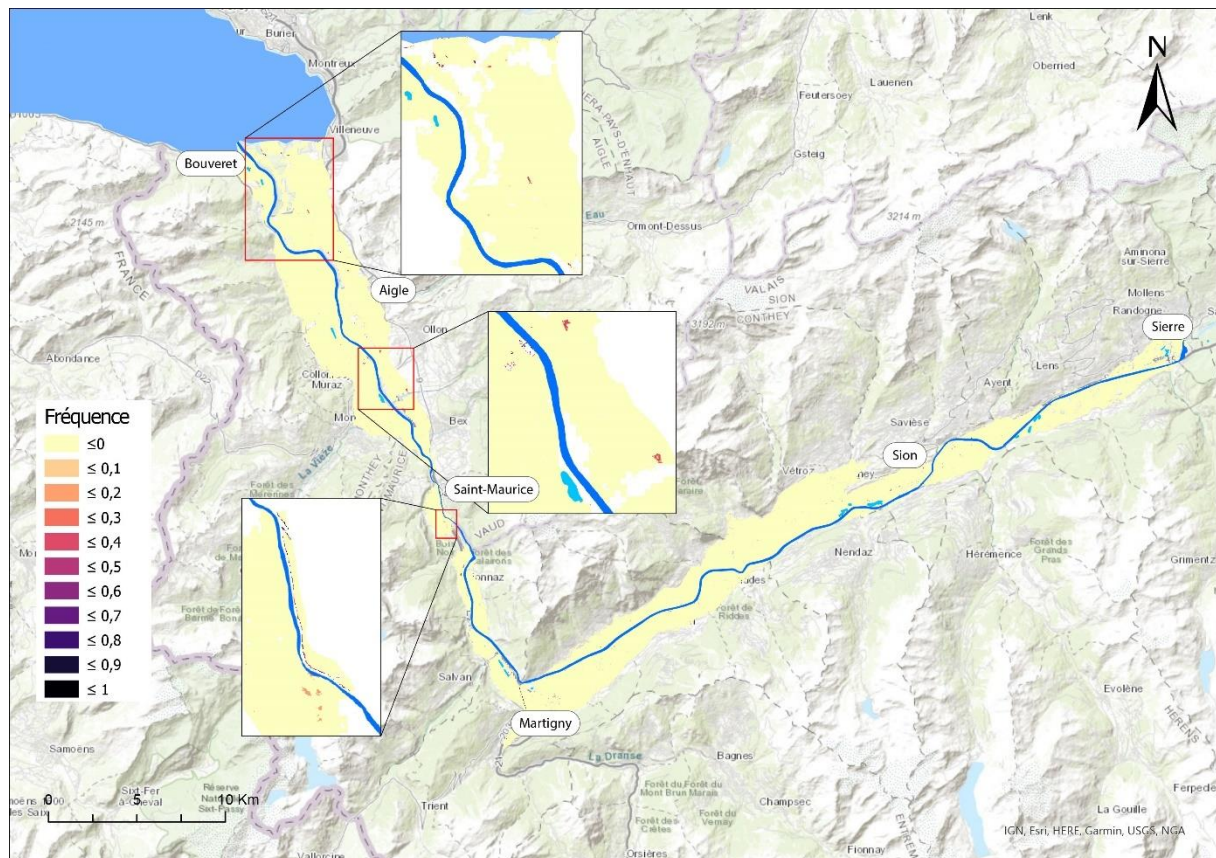


Figure 14 : Fréquence des inondations entre juin et août 2017



Figure 15 : Zone classifiée de l'eau correspondant à une rivière (la Dranse)

En 2018, 1,05 km² de la zone d'étude a été classifié comme de l'eau, ce qui équivaut à 10'500 pixels (fig. 13). Les inondations étaient réparties de façon plus homogène (fig. 16). Le secteur à proximité du Bouveret, correspondant au delta du Rhône, ressort comme ayant été sujet à des inondations. En effet, on constate plusieurs surfaces avec des fréquences de 0,3 ou plus. Une seconde zone apparaît entre Vouvry et Colombey, avec des fréquences de 0,1-0,2 et une troisième, non loin de Monthey, avec les mêmes fréquences. Vers Saxon, il y a aussi quelques surfaces éparées classifiées comme de l'eau, avec des fréquences allant de 0,1 à 0,5. Finalement, il y a une relativement grande étendue vers Chalais, avec des fréquences de 0,1. Certains pixels classifiés comme de l'eau correspondent toutefois à des rivières, comme la Borgne près de Sion (fig. 17).

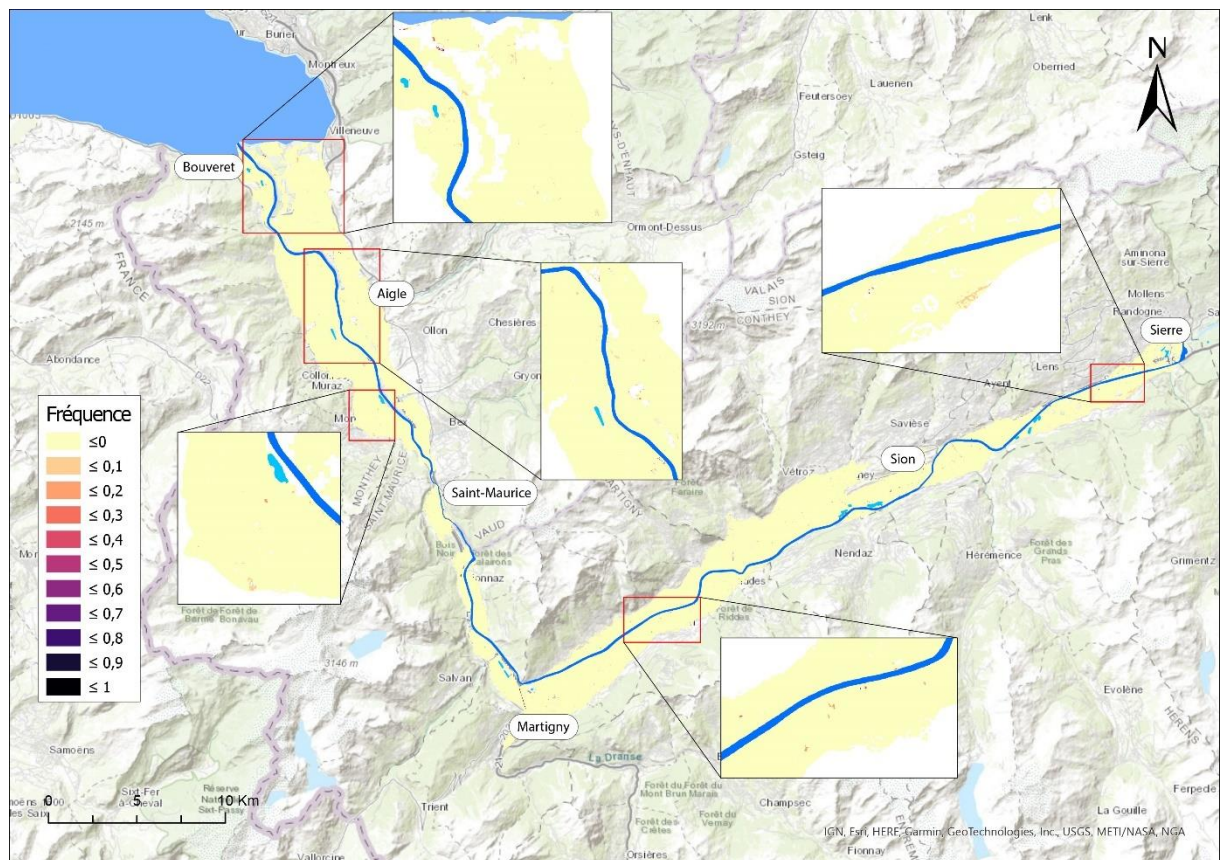


Figure 16 : Fréquence des inondations entre juin et août 2018



Figure 17 : Zone classifiée de l'eau correspondant à une rivière (la Borgne)

En 2019, 0,72 km² de la zone d'étude a été classifié comme de l'eau, correspondant à 7200 pixels (fig. 13). La répartition est tout au long de la vallée du Rhône (fig. 18). Une première zone apparaît en rive droite du Rhône non loin du Bouveret avec plusieurs surfaces classifiées comme des inondations d'une fréquence de 0,1-0,2. La région d'Aigle ressort également, avec des fréquences comprises 0,1 et 0,3, tout comme le secteur de Evionnaz, à l'amont de Saint-Maurice. À Saxon, vers Martigny, il y a aussi des zones classifiées comme de l'eau, avec des fréquences allant de 0,1 à 0,5 pour quelques pixels. Finalement, il y en a une vers Chalais, non loin de Sierre, avec des fréquences de 0,1.

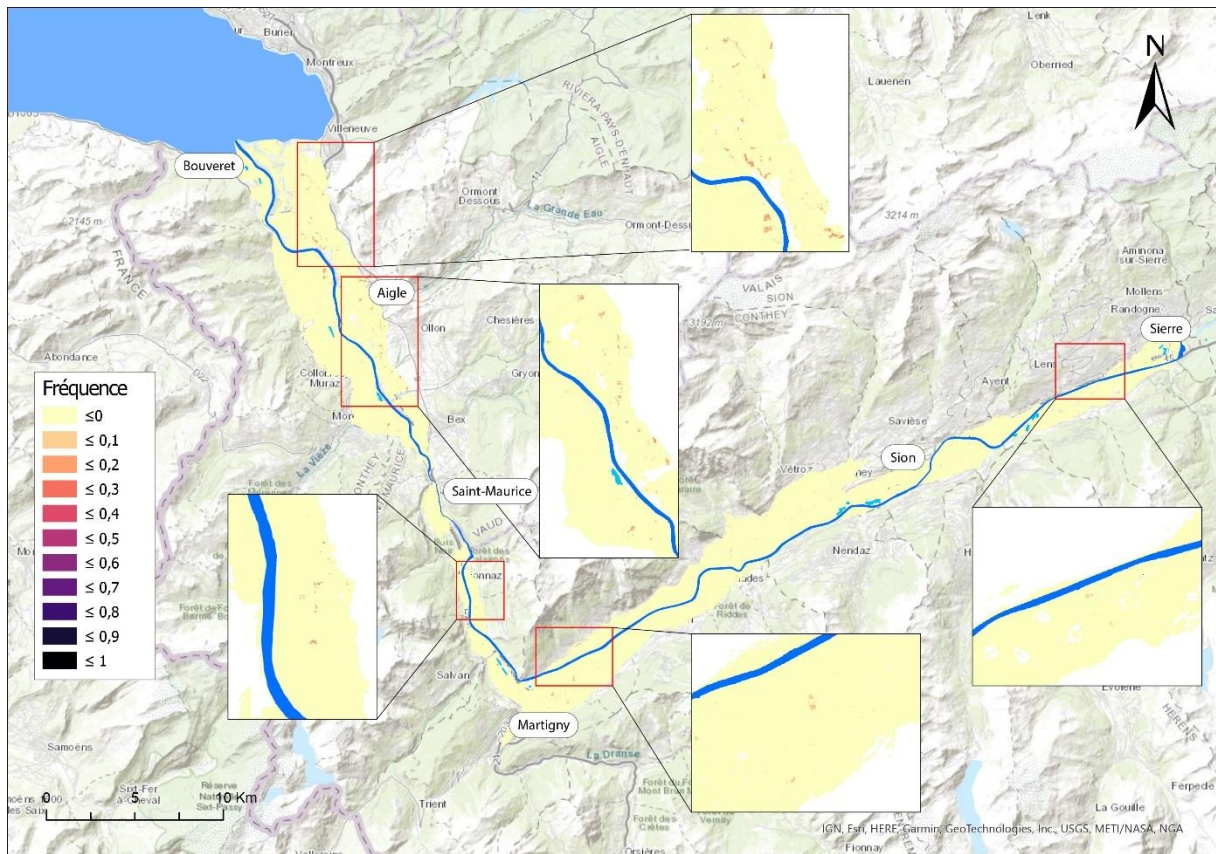


Figure 18 : Fréquence des inondations entre juin et août 2019

En 2020, 1,13 km² de la zone d'étude a été classifié comme de l'eau, ce qui équivaut à 11'300 pixels (fig. 13). Une première zone avec des pixels classifiés comme de l'eau dans la région d'Aigle est visible, et des fréquences allant de 0,1 à 0,9 (fig. 19). Entre Fully et Charrat, à l'amont de Martigny, une seconde zone apparaît, avec plusieurs surfaces classifiées comme des inondations d'une fréquence de 0,1 pour

la majorité et allant jusqu'à 0,7. Une large étendue est observable au niveau de la ville de Sion, avec des fréquences comprises entre 0,1 et 0,5. Toutefois, une confusion est possible avec le bâti. Enfin, certaines sont visibles vers Pramont, avec des fréquences de 0,1. La Dranse, près de Martigny, fait aussi partie des pixels ayant été classé comme de l'eau. (fig. 20).

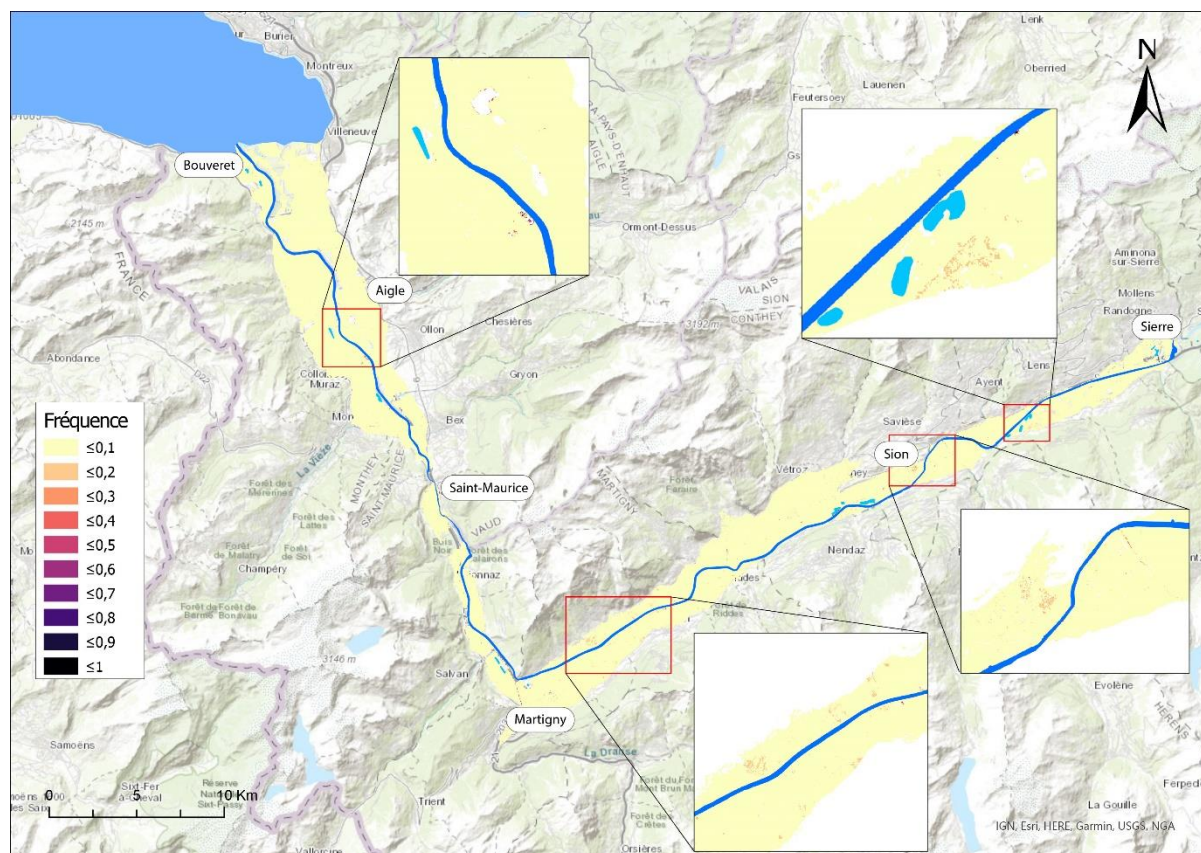


Figure 19 : Fréquence des inondations entre juin et août 2020

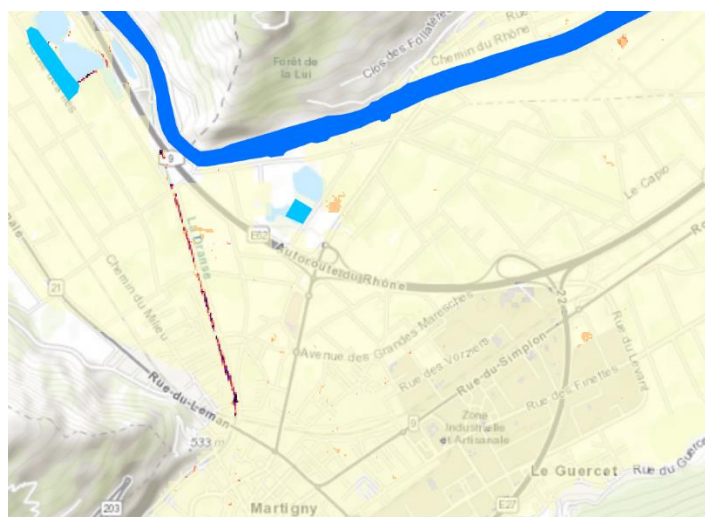


Figure 20 : Zone classifiée de l'eau correspondant à une rivière (la Dranse)

Pour terminer, en 2021, 0,99 km² de la zone d'étude a été classifié comme de l'eau, correspondant à 9900 pixels, avec des zones d'inondations principalement situées en aval de Martigny (fig. 13 et 21). La région proche du Bouveret ressort à nouveau avec des étendues en eau et des fréquences allant de 0,1 à 0,5. Une zone se démarque vers Monthey, avec des fréquences comprises entre 0,1 et 0,2. Des surfaces éparses sont visibles vers Dorénaz, avec des fréquences de 0,2 puis vers Saxon, avec des fréquences

variées, entre 0,1 à 0,9. La Dranse, près de Martigny fait à nouveau partie des pixels ayant été classé comme de l'eau (fig. 22).

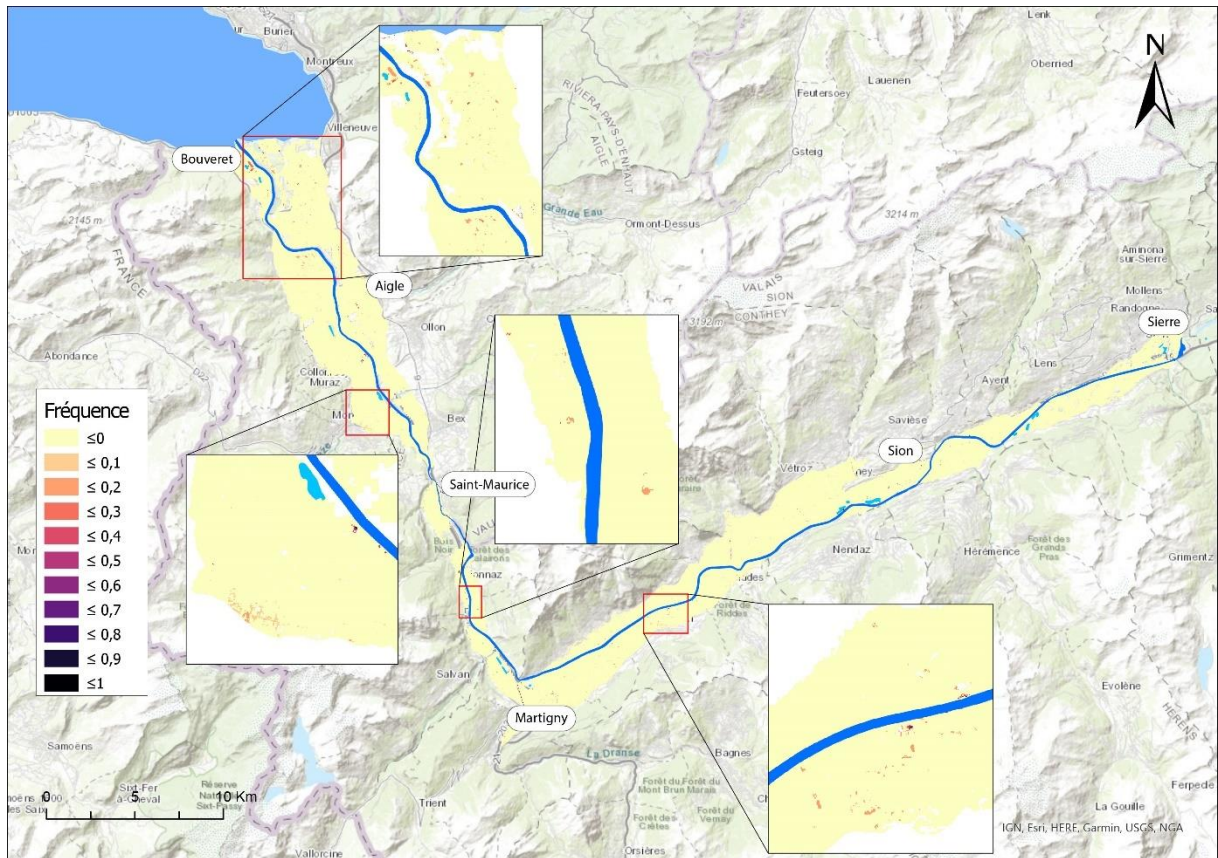


Figure 21 : Fréquence des inondations entre juin et août 2021



Figure 22 : Zone classifiée de l'eau correspondant à une rivière (la Dranse)

5.3 Carte de fréquence pluriannuelle

Sur la base des cartes de fréquences annuelles, une carte d'occurrence pluriannuelle a pu être établie, documentant le nombre de fois où un même pixel a été classifié comme de l'eau sur la période d'étude. Un pixel ayant une valeur de 1 correspond à de l'eau une seule fois sur les cinq années étudiées. Un total de 22'360 pixels ont été classifiés une seule fois comme de l'eau, ce qui représente une surface de 2.24 km². Pour les pixels ayant un décompte de 2, on en dénombre 1762, pour une aire de 0,18 km². 789

pixels ont une valeur de 3, représentant 0,08 km². Enfin, 462 pixels ont été classifiés comme de l'eau quatre fois, pour une aire de 0,05 km² et 30 l'ont été cinq fois, pour une aire de 0,003 km² (tab. 3).

	Nb d'inondation sur 5 ans				
	1	2	3	4	5
Nb pixel	22360	1762	798	462	30
Aire (km ²)	2,24	0,18	0,08	0,05	0,003

Tableau 3 : Récapitulatif du nombre de fois où un pixel a été classifié comme de l'eau sur la période étudiée et de l'aire que cela représente.

Dans le Chablais, à l'aval de St-Maurice, les surfaces classées comme inondées sont plutôt nombreuses, notamment dans le delta du Rhône (Le Bouveret) et près de Vouvry (fig. 23). Des occurrences annuelles sont parfois observées, mais pour la plupart des surfaces, seule une année présentait des indices d'eau.

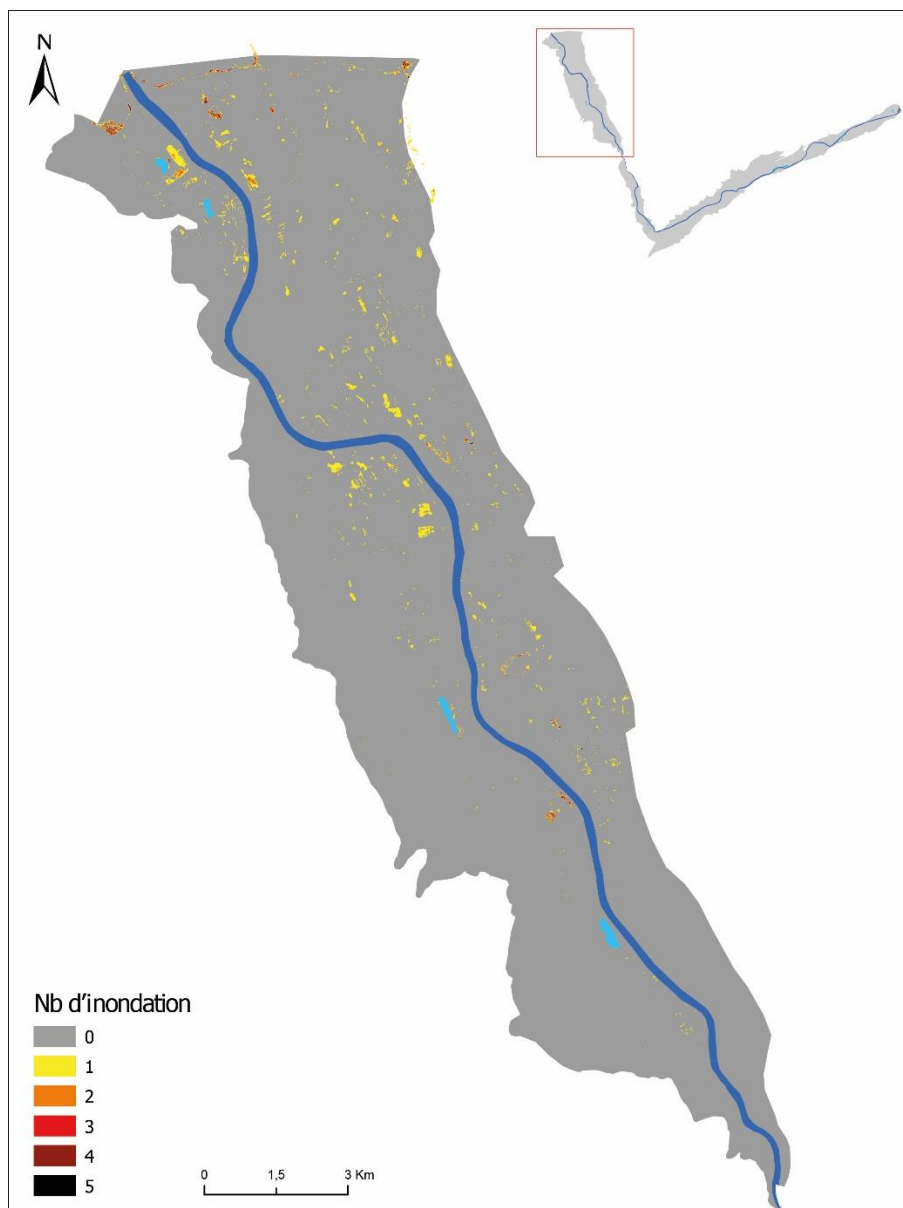


Figure 23 : nombre d'inondations par pixel entre 2017 et 2021 entre St-Maurice et Villeneuve

Entre St-Maurice et Conthey, la plupart des surfaces ayant été classifiées comme de l'eau ressortent à la hauteur principalement de Fully, avec une occurrence faible (1x en cinq années). Quelques cas isolés ont une occurrence de 4 (fig. 24).

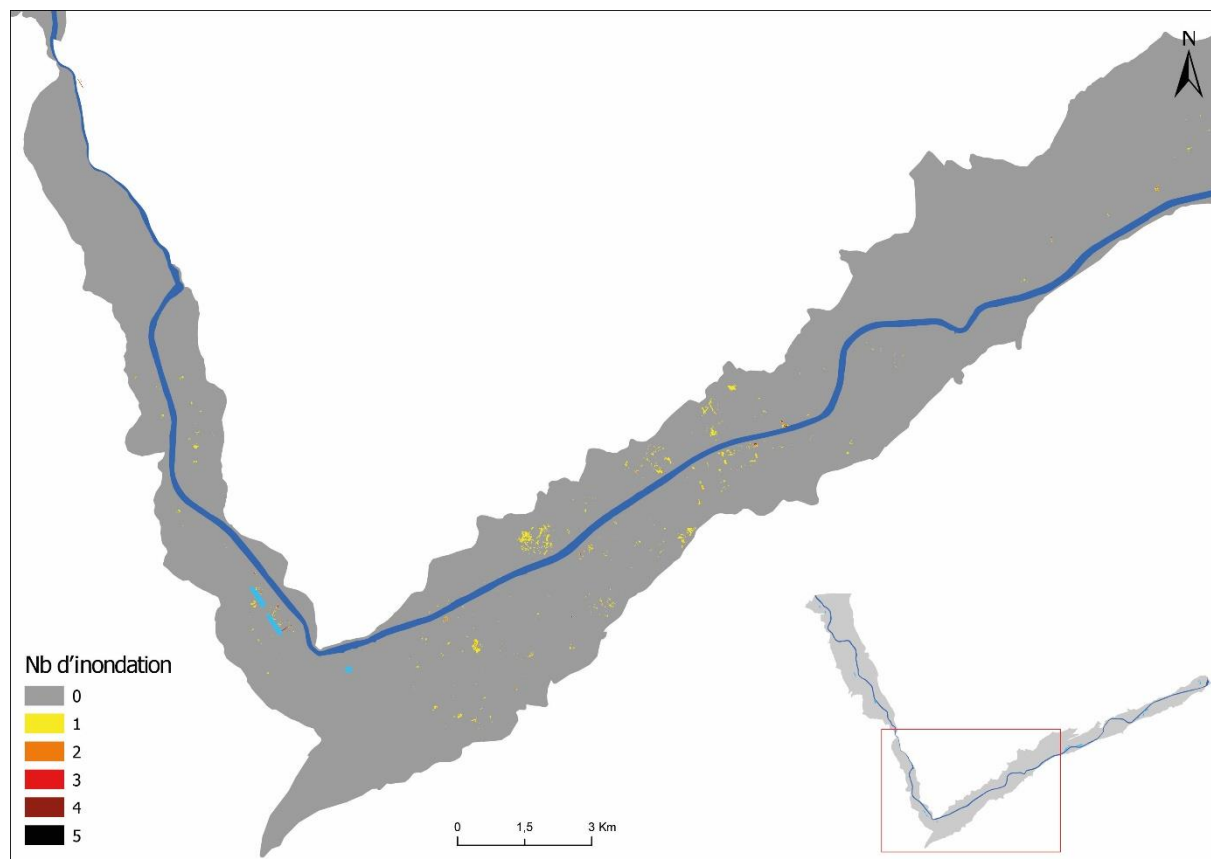


Figure 24 : nombre d'inondations par pixel entre 2017 et 2021 entre Ardon et St-Maurice

Entre Conthey et Sierre, moins de surfaces ont été classifiées comme de l'eau (fig. 25). La seule exception est quelques surfaces vers Chalais, avec des occurrences quasi annuelles (F = 4-5).

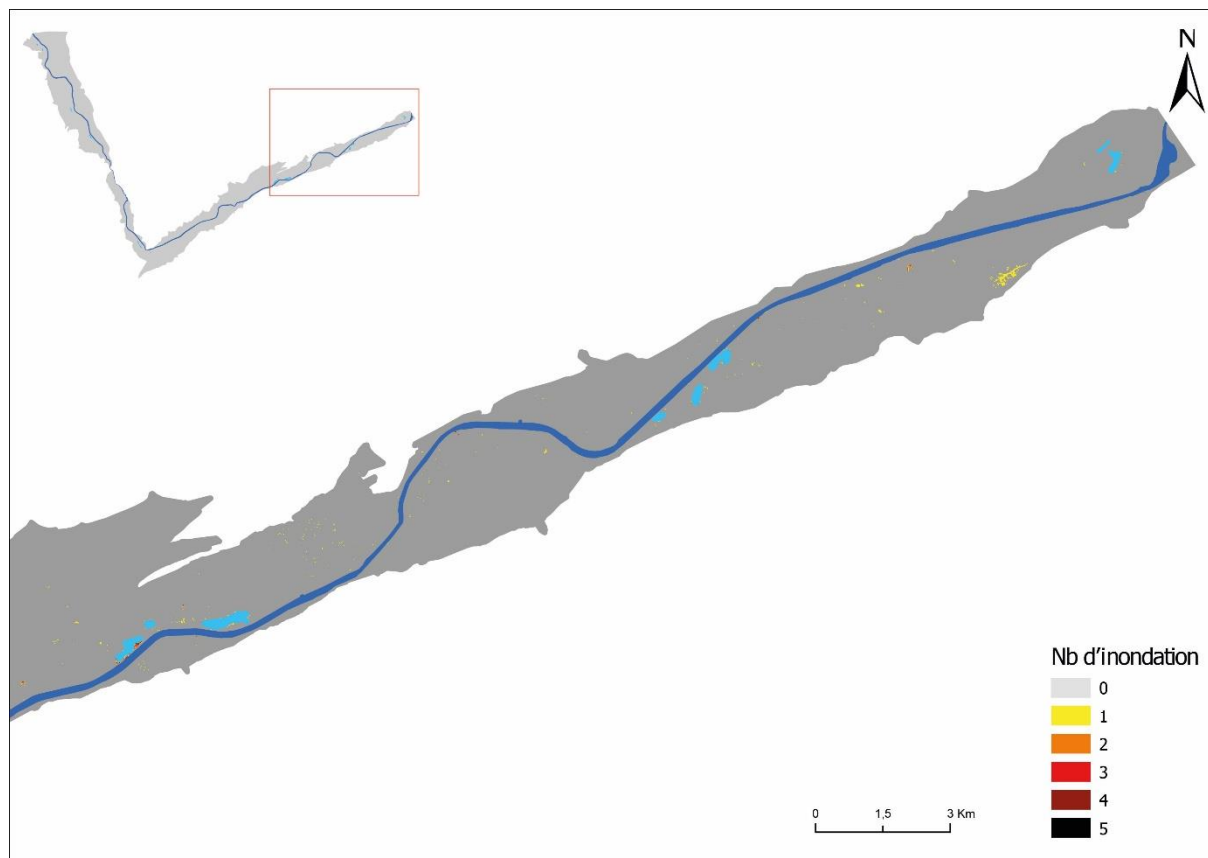


Figure 25 : nombre d'inondations par pixel entre 2017 et 2021 entre Sierre et Ardon

6. Discussion

Dans cette partie, plusieurs cas d'étude sont présentés et approfondis. Afin de mener ces analyses, plusieurs outils ont été utilisés.

Tout d'abord, une description géologique des différents secteurs a été effectuée, sur la base des sondages du géocadastre du CREALP. Les inondations détectées sur la base des images Sentinel-2 ont ensuite été décrites. Leur position ainsi que leur date de survenue ont été croisées avec les cartes d'épaisseur minimale de la zone saturée mensuelles sur la période 1976-2017 et les relevés piézométriques issus de la plateforme STRATES. Cela a permis de valider ou non l'hypothèse selon laquelle ces inondations seraient dues à des remontées de nappe. La topographie ayant une forte influence sur le niveau de la nappe, il faut toutefois considérer que les piézomètres utilisés ne se situent pas directement aux emplacements des inondations et que le niveau de la nappe mesuré à ces stations ne représente donc pas forcément le niveau réel au site de l'inondation.

Une comparaison entre la carte Siegfried de 1890 et la situation actuelle a été faite. En effet, une large part de la vallée du Rhône était des zones humides au 19^e siècle. Certaines parties des secteurs étudiés correspondent aux zones marécageuses, indiquant que la nappe se trouvait déjà proche de la surface et validant d'autant plus que ces inondations sont causées par des remontées de nappe.

Certains des cas d'étude sont des zones qui ont fait l'objet de travaux dans le cadre de la 3^e correction du Rhône. Ces mesures ont été exposées et mises en lien avec les inondations subies dans le secteur en question, bien que des liens directs sont difficiles à démontrer.

Les régimes hydriques des sols ont ensuite été décrits ainsi que leur relation avec la nappe (Canton de Vaud, s.d.). Ces données n'étant pas disponibles sur le guichet cartographique cantonal vaudois, elles n'ont pas été incluses dans le troisième cas.

Les sources se trouvant en pied de versants à proximité des secteurs étudiés ont été considérées. Elles indiquent la présence d'aquifères karstiques et fissurés et donc des circulations d'eau et résurgences en bordure de la vallée du Rhône. Afin de protéger les eaux souterraines et les captages pour l'eau potable, des zones S de protection sont délimitées (Office Fédéral de l'Environnement, 2004), au sein desquelles les activités humaines et les utilisations du sol sont restreintes (Office Fédéral de l'Environnement, 2018). Ces écoulements de versant sont susceptibles d'influencer le niveau de la nappe phréatique du Rhône.

La présence de gravières a été incluse dans l'analyse. Les effets et influences de ces exploitations de sables et de graviers sur les eaux souterraines ont conduit à l'interdiction de toute exploitation sous le niveau de la nappe. Par le passé, l'extraction intensive et importante de matériaux en a modifié sa perméabilité et augmenté sa vulnérabilité (Raghavendra & Deka, 2015). Les importants pompages d'eau liés font baisser le niveau de la nappe et leurs rejets l'augmenter. Si ces sites cessent d'être exploités, le niveau de la nappe peut alors monter de façon importante au-dessus du seuil naturel, les alluvions ayant été remaniées (Raghavendra & Deka, 2015).

6.1 Cas d'étude n°1 : le Bouveret

Le premier cas d'étude se situe en amont du Bouveret, à l'extrémité ouest de la vallée du Rhône, au bord du lac Léman (fig. 26). Il s'agit du secteur de la Petite Camargue. La zone est composée de dépôts deltaïques, formés de sables fins et de limons, reposant sur des dépôts d'alluvions du Rhône, composés de sables et de graviers.

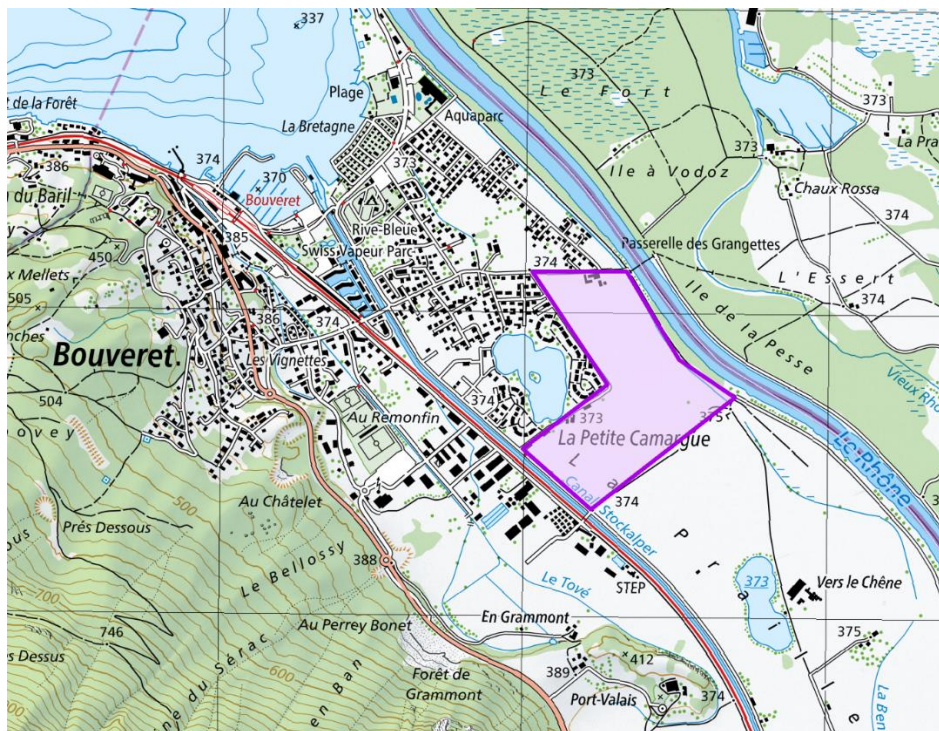


Figure 26 : Localisation du cas d'étude du Bouveret (Fond de carte : Swisstopo)

La zone a subi des inondations en 2018, 2020 et 2021. Les inondations observées sur la série d'images de 2018 ont été moins importantes que les autres années et, en 2021, elles ont été particulièrement étendues (fig. 27). Elles ont couvert de larges surfaces, allant jusqu'à plus de 40'000 m² pour la plus importante, soit l'équivalent d'environ 6 terrains de football. Les inondations ont duré au minima du 29 juin au 4 juillet 2018. En 2020, elles ont été observées le 23 juin, le 8 juillet et entre le 7 et le 12 août. Enfin, celles de 2021 ont duré du 12 juillet au 23 juillet, soit 11 jours au minimum.



Figure 27 : Localisation des inondations dans le secteur du Bouveret en 2018, 2020 et 2021

La carte d'épaisseur minimale de la zone saturée moyennée sur la période 1976-2017 indique que la nappe se trouve très proche de la surface. On retrouve même une nappe artésienne à certains endroits (fig. 28). Ce secteur est donc une zone sensible et potentiellement sujette aux remontées de nappe.

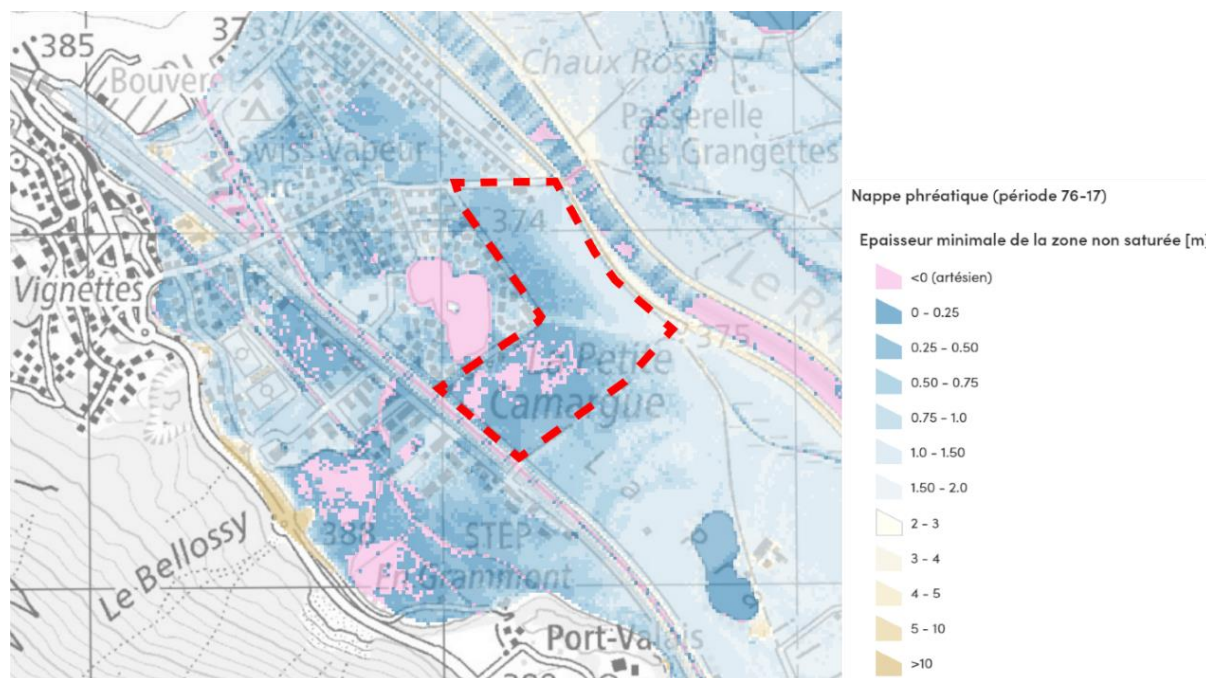


Figure 28 : Epaisseur minimale de la zone saturée [m] sur la période 1976-2017 dans la zone d'étude (Source : Service de géoinformation du canton du Valais)

Les données piézométriques mesurées à la proche station de mesure 10N05 confirment cette hypothèse, avec des profondeurs de nappe très proche de la surface durant toute la période étudiée (fig. 29). Des valeurs au-dessus du niveau du terrain ont même été enregistrées au moment des inondations de 2021, entre le 13 et le 21 juillet, ce qui renforce l'hypothèse selon laquelle ces inondations seraient dues à des remontées de nappe.

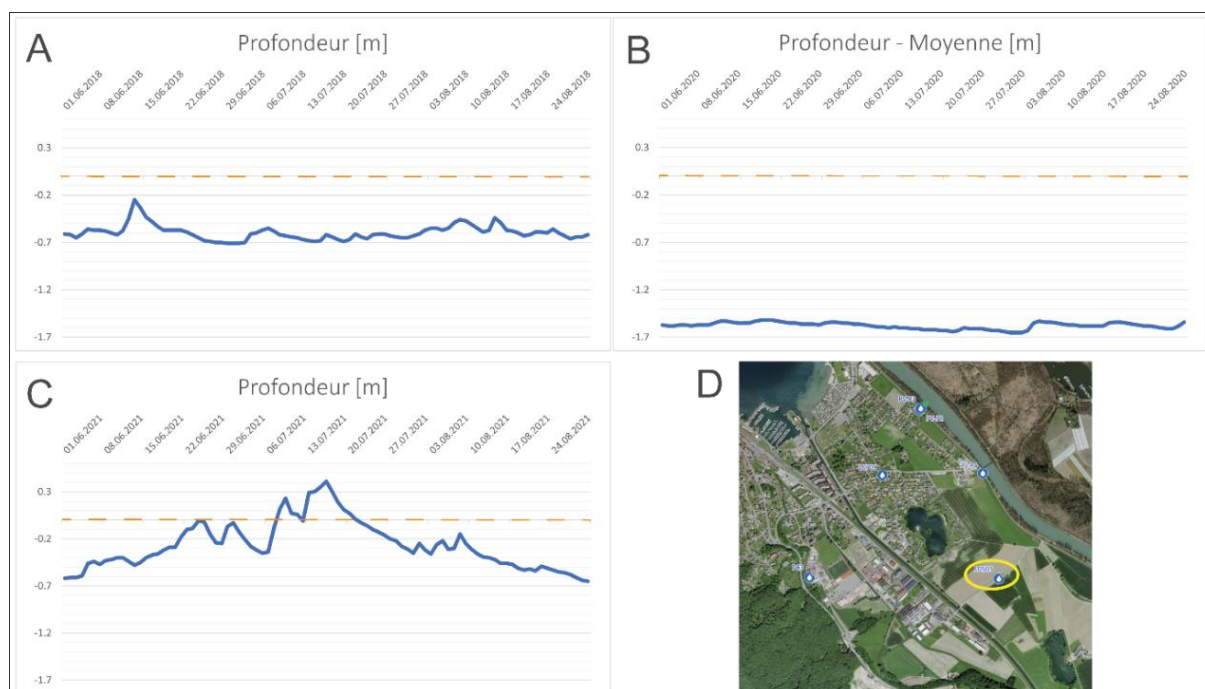


Figure 29 : Profondeur de la nappe à la station 10N05 (A) mesurée entre le 01.06.2018 et le 31.08.2018 (B) entre le 01.06.2020 et le 31.08.2020 (C) entre le 01.06.2021 et le 31.08.2021 (D) Localisation de la station de mesure. (Source : ©STRATES)

De plus, dans le cadre du projet de revitalisation de la Benna, des inondations ont été observées sur des terres agricoles à proximité, qui ont par conséquent fait l'objet de travaux de rehaussement (fig. 30). Des matériaux ont ainsi été extraits de la rivière et revalorisés sur des parcelles agricoles avec l'objectif de les surélever (Bureau FX Marquis, non publié, 2021). Lors de l'excavation des matériaux, il a été relevé que les sols présentaient des tâches d'oxydoréduction, ce qui signale une variation du niveau de la nappe d'eau souterraine dans le périmètre (Bureau FX Marquis, non publié, 2021).

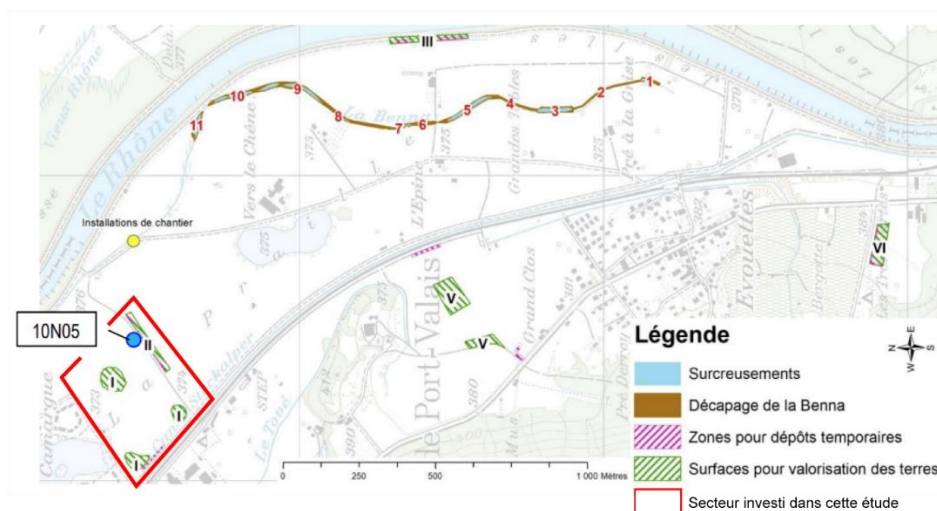


Figure 30 : Plan des travaux de renaturation de la Benna et de valorisation des matériaux excavés. (Adapté de « Projet de revitalisation du cours amont de la Benna : Valorisation des matériaux terreux - Rapport de suivi pour les secteurs I, II et III », par Bureau FX Marquis, 2021)

Dans la zone de la Petite-Camargue, les sols sont tous influencés par la nappe et cartographiés comme « souvent mouillés en surface », « rarement mouillés en surface », et « sols à nappe permanente, modérément hydromorphe » (fig. 31). Par ailleurs, les sols étant « souvent mouillés en surface » correspondent aux endroits où ont eu lieu les inondations. Les plus représentés sont les sols rarement à souvent mouillés en surface.

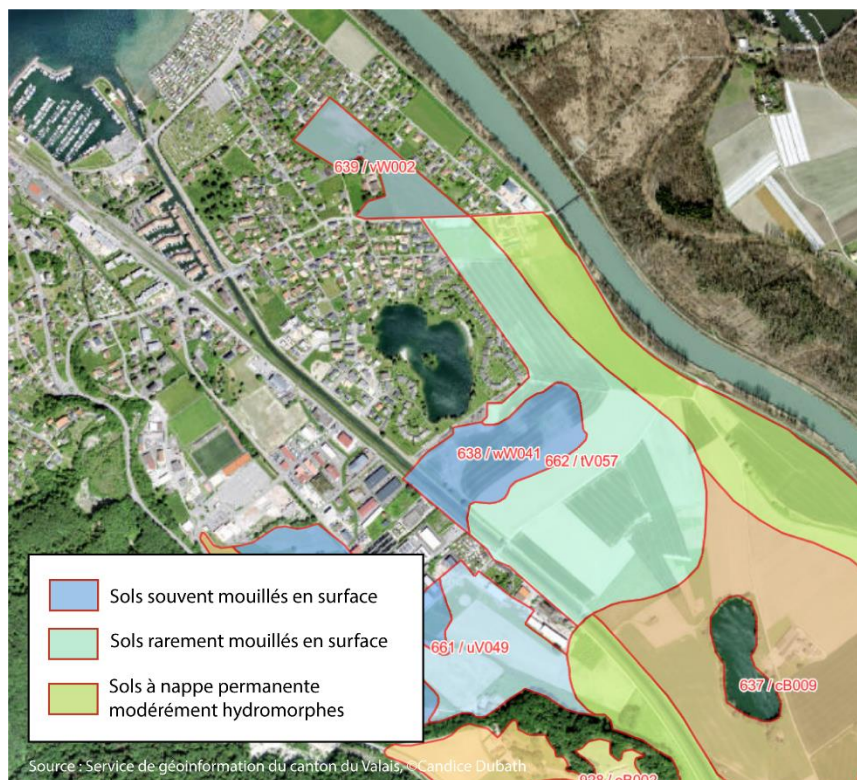


Figure 31 : Régime hydrique des types de sol dans le secteur de la Petite Camargue (Source : Service de géoinformation du canton du Valais)

Le secteur de la Petite Camargue se situe en rive gauche du Rhône et non loin des versants. La présence de plusieurs sources, protégées par des zones Sh et Sm indique que le secteur est sujet à des apports de versants, susceptibles d’influencer le niveau de la nappe.

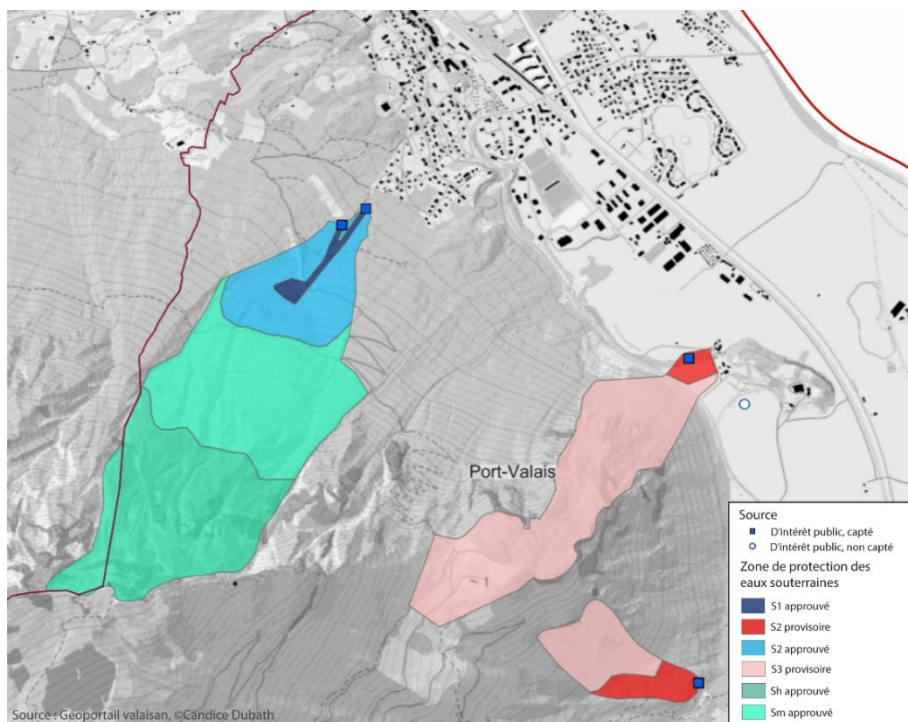


Figure 32 : Carte de protection des eaux souterraines dans le secteur de la Petite Camargue (Source : Service de géoinformation cantonal valaisan)

6.2 Cas d'étude n°2 : Îles des Clous

Le deuxième cas d'étude est celui de l'Île des Clous en zone agricole. Il s'agit d'un lieu-dit proche de Vouvry (VS). Plus précisément, la zone étudiée est comprise entre le Rhône, Vouvry et le Savorat (fig. 33). D'après le cadastre cantonal des forages, le sous-sol est dominé par des sables et graviers, sous une couche superficielle de limons. Des intercalations métriques de limons sont fréquemment observées en profondeur dans les sables et graviers.

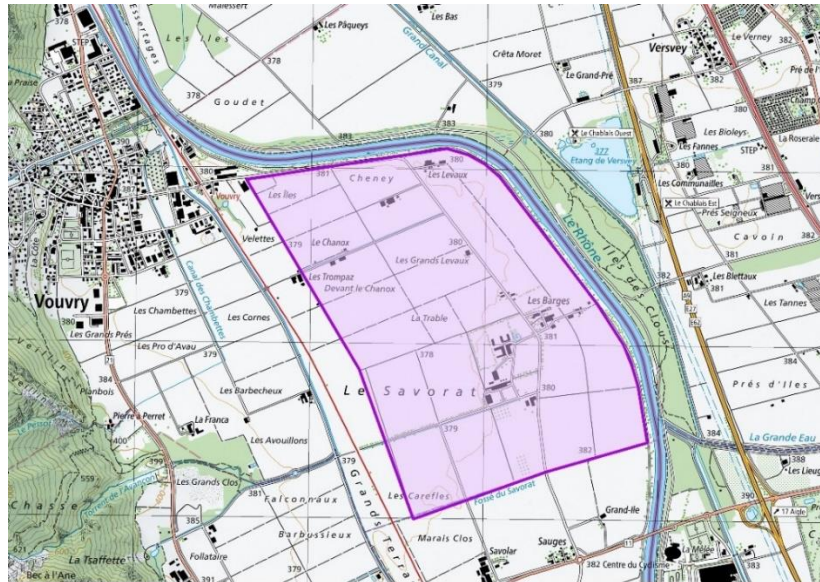


Figure 33 : Localisation du cas d'étude de l'Île des Clous (Fond de carte : Swisstopo)

Des inondations ont été observées sur les séries d'images en 2018, 2019 et 2021 dans ce secteur (fig. 34). Les surfaces inondées de 2018 ont été repérées le 14, le 29 juin et le 19 juillet. En 2019, les images du 29 juin indiquent des zones inondées pour des parcelles au nord de la zone d'étude et d'autres du 4 au 9 juillet pour des parcelles au sud-est. En 2021, les images entre le 18 juillet et le 12 août indiquent la présence de zones inondées pour des intervalles temporels différents. Les épisodes de 2018 ont des surfaces moins importantes qu'en 2019 et 2021. Celui des inondations de 2019 a atteint plus de 28'000 m² (4 terrains de football) et celui de 2021 environ 20'000 m² (environ 3 terrains de football). Les parcelles au nord et au sud-est du secteur ont été inondées les trois années, mettant en exergue leur sensibilité. Ces parcelles sont proches du Rhône et donc probablement influencées par ses épisodes de crue.

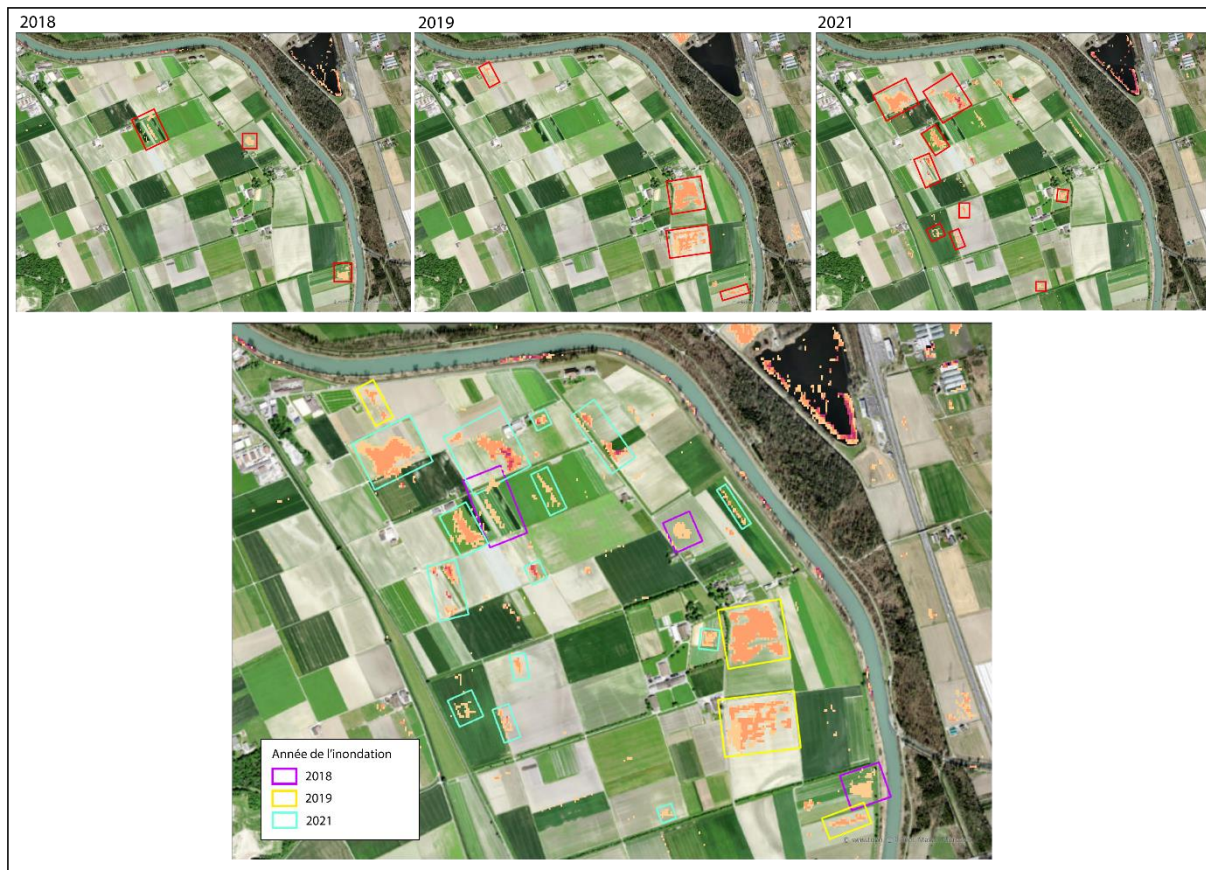


Figure 34 : Localisation des inondations dans le secteur de Vouvry en 2018, 2019 et 2021

Les données piézométriques montrent que la nappe se trouvait à moins de 2 m de la surface sur la totalité de la période étudiée, c'est-à-dire entre le 1^{er} juin et le 31 août, et ce pour les trois années (fig. 35). En 2021, elle était même à moins d'un mètre entre le 13 et le 20 juillet. On peut donc présumer que ces inondations ont été causées par une remontée de nappe phréatique. Ce postulat est corroboré par les mesures anticipées de l'Île des Clous qui sont planifiées dans le cadre de la 3^e correction du Rhône. Certaines de ces mesures de correction visent à atténuer les effets de la nappe (DGE et SDANA, 2022). Des mesures sont planifiées sur site pour vérifier l'évolution de la nappe et s'assurer que son niveau puisse baisser dans le futur. Ainsi, des drains seront installés en rive gauche du fleuve et des puits de pompage en rive droite (DGE et SDANA, 2022).

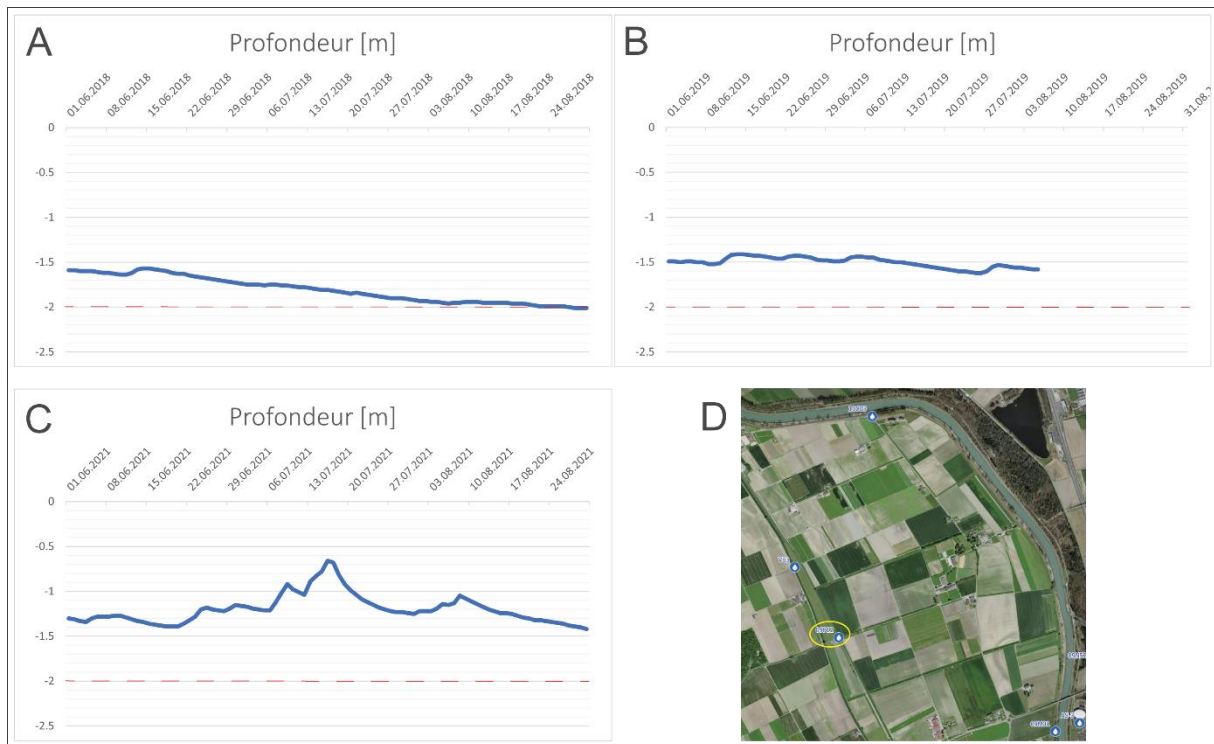


Figure 35 : Profondeur de la nappe à la station 09P12 (A) mesurée entre le 01.06.2018 et le 31.08.2019 (B) entre le 01.06.2019 et le 31.08.2019 (C) entre le 01.06.2021 et le 31.08.2021 (D) Localisation de la station de mesure. (Source : ©STRATES)

La carte Siegfried de 1890 montre que la quasi-totalité de la zone d'étude était des marais (fig. 36). Certains toponymes corroborent cette représentation cartographique, puisqu'on retrouve des noms comme « Les Pourriés » ou « Grande Flachère ». La nappe se trouvait donc déjà proche de la surface au 19^e siècle, provoquant la formation de grandes étendues humides. De plus, les sondages géologiques indiquent que ces terrains ont été en partie remblayés pour l'agriculture.

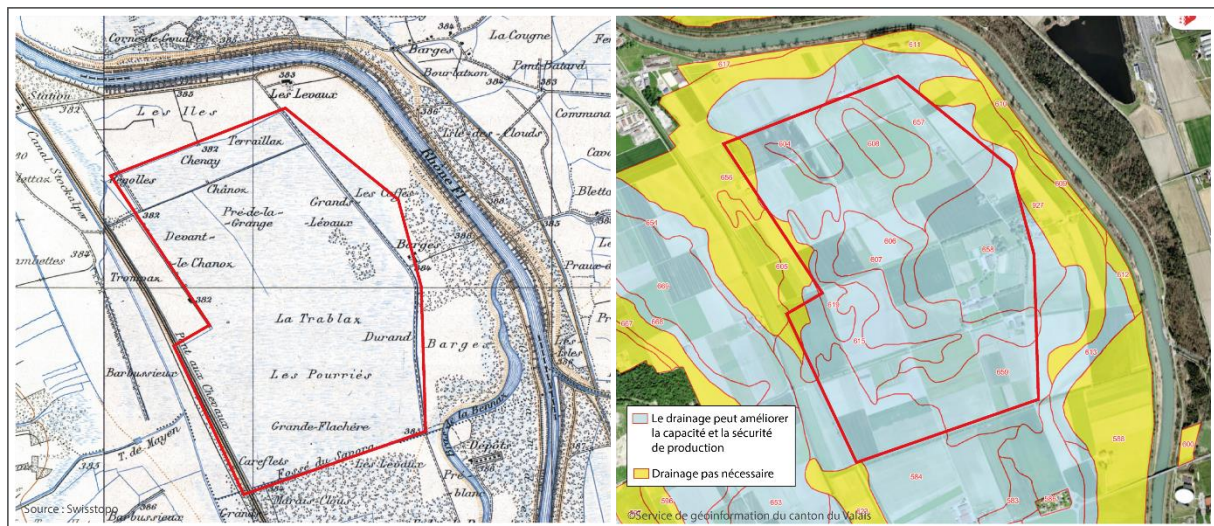


Figure 36 : Carte Siegfried (gauche) et carte d'aptitude au drainage (droite) (Source : Swisstopo et Service de géoinformation du canton du Valais)

C'est donc une zone de marais où la nappe est proche de la surface qui a été remblayée en terres agricoles. Les sols y sont principalement cartographiés comme souvent/rarement mouillés (fig. 37). Il est possible que par tassement, ces terrains s'affaissent de manière différentielle et deviennent propices à des inondations.

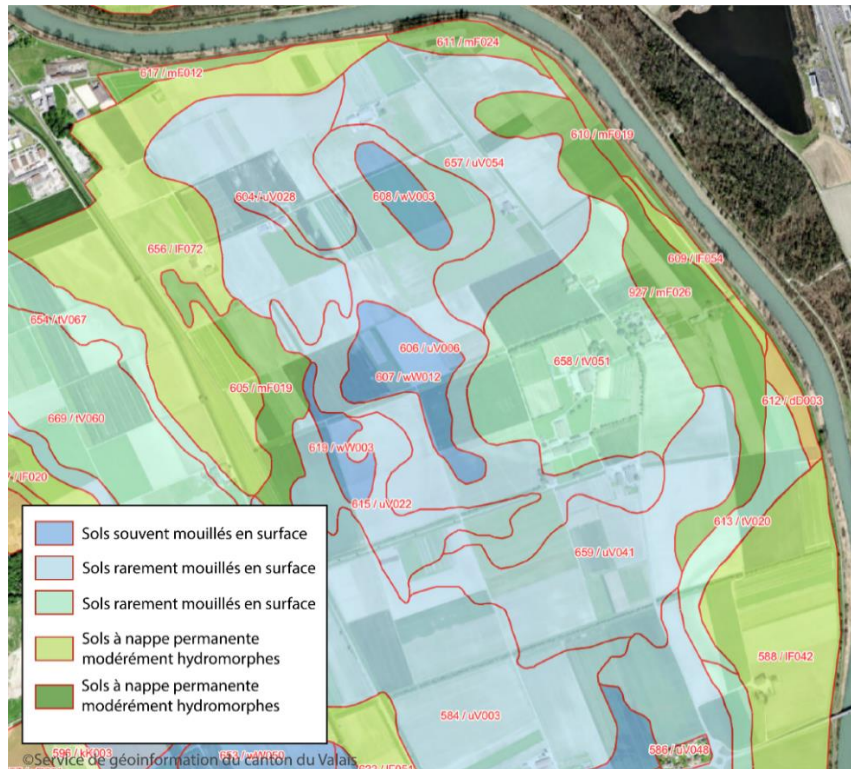


Figure 37 : Régime hydrique des types de sols dans le secteur de l'Île des Clous (©Service de géoinformation du canton du Valais)

6.3 Cas d'étude n°3 : Aigle

Le troisième cas d'étude est celui d'Aigle, en zone agricole entre la rive droite du Rhône, les abords de l'autoroute A9, et la ville d'Aigle (fig. 38). Le secteur est caractérisé par une couche supérieure composée de limons, très peu perméable, sur environ 2 à 3 m d'épaisseur, reposant sur des sables et des graviers peu limoneux, constituant l'aquifère.

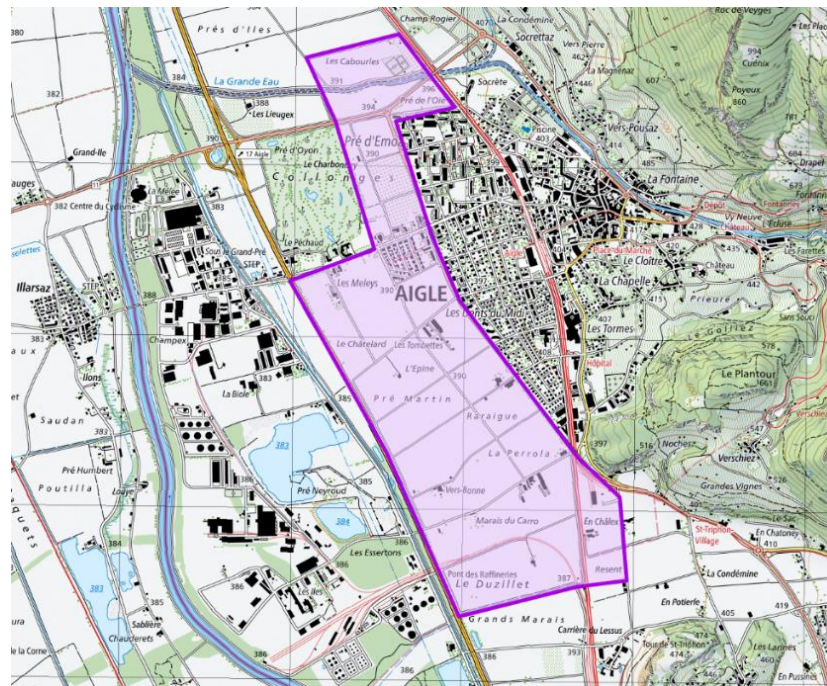


Figure 38 : Localisation du cas d'étude d'Aigle

Le secteur a subi des inondations en 2019 et en 2021. En 2019, cinq zones d'inondations ont été observées à partir des images Sentinel-2 (fig. 39). Elles ont duré a minima du 29 juin au 4 juillet, soit au moins 5 jours. Ces inondations couvrent des surfaces d'aires variées, allant de 2500 m² à plus de 40'000 m², soit l'équivalent de presque 6 terrains de football. Celles de 2021 ont duré plus longtemps : la plus grande s'est maintenue selon les images du 12 août au 27 août, soit 15 jours au moins, et était bien visible en circulant sur l'autoroute A9. La plus petite a duré a minima du 12 au 17 août 2021. Les superficies concernées étaient moins importantes, allant de 2300 m² à environ 8000 m², soit un terrain de foot environ pour la plus grande.

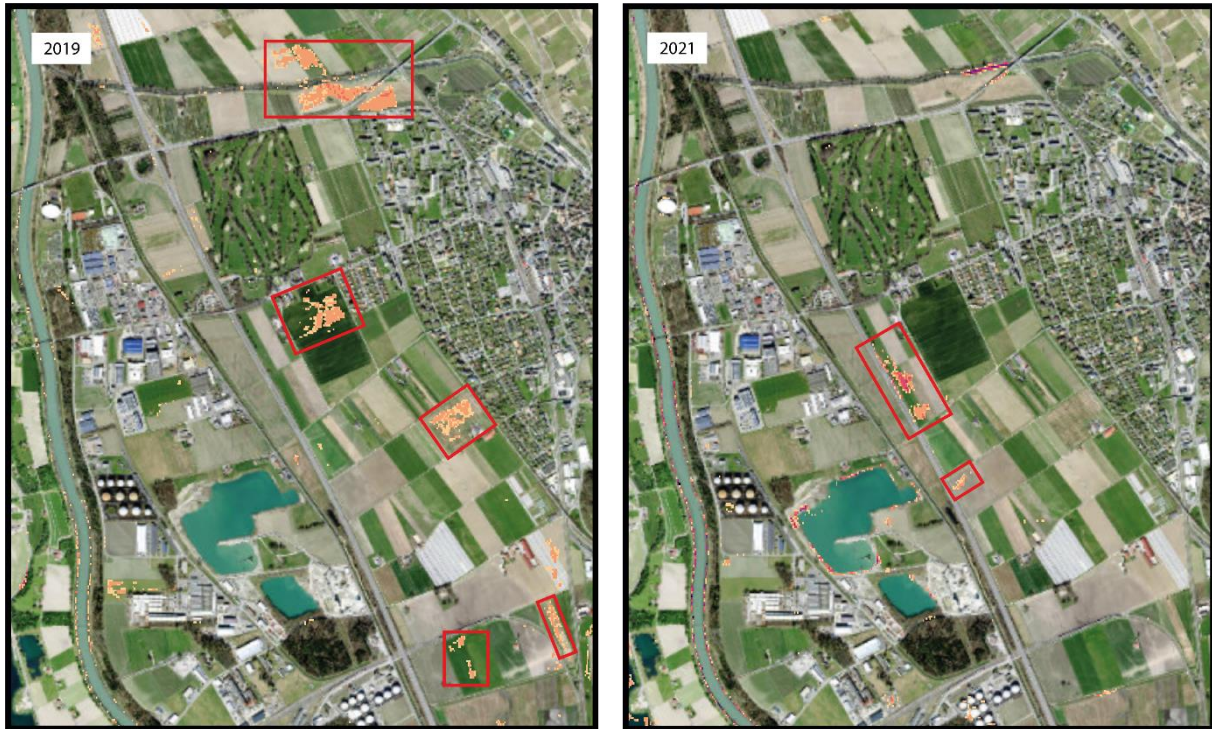


Figure 39 : Localisation des inondations dans le secteur d'Aigle en 2019 et 2021

Les données piézométriques mesurées aux stations 09H66 et 09P58 indiquent que la nappe était plus proche de la surface en 2021 qu'en 2019 (fig. 40). À la station 09H66, en 2019, la nappe s'est trouvée à moins de 2 m uniquement entre le 21 et 24 août. En dehors de ces dates, et donc au moment auquel ces inondations ont été observées, elle se trouvait à plus de 2 m de profondeur. Elle n'est jamais remontée au-delà de 2 m à la station 09P58. L'hypothèse selon laquelle ces inondations seraient dues à une remontée de nappe phréatique est donc à exclure. Au cours de l'été 2019 ont été relevées dans la vallée du Rhône des valeurs de précipitations supérieures à la norme 1981-2010 (MétéoSuisse, 2020). Ainsi, ces inondations pourraient être de petites mares, provenant d'eaux peinant à s'infiltrer.

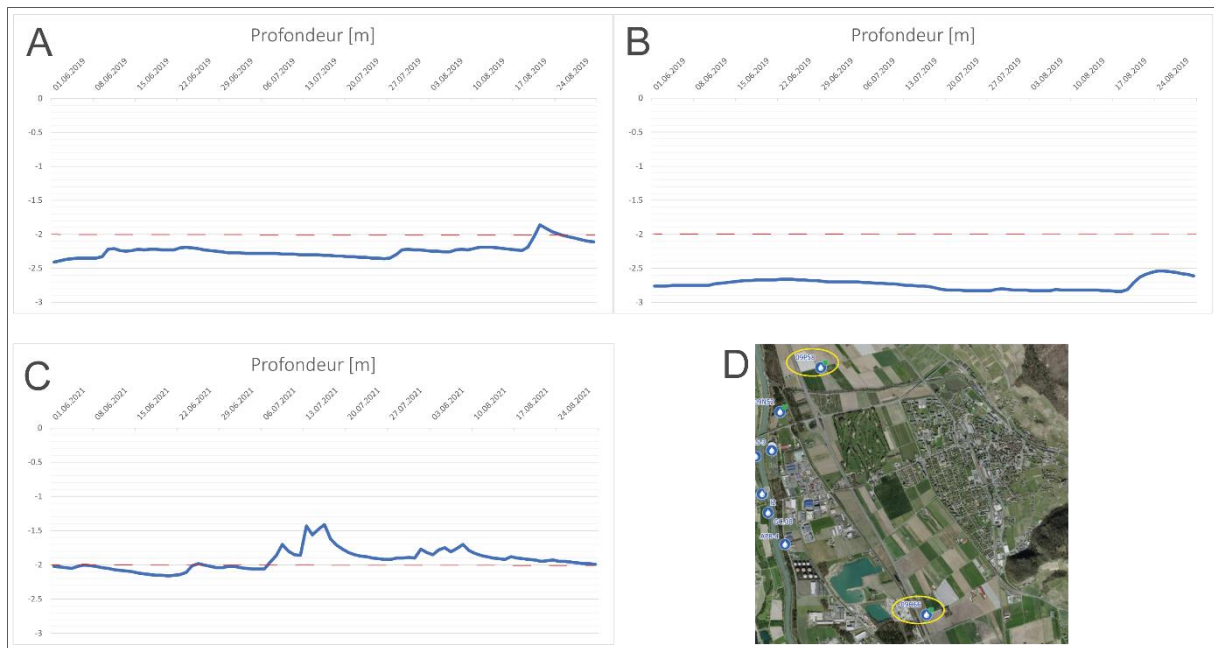


Figure 40 : (A) Profondeur de la nappe à la station 09H66 mesurée entre le 01.06.2019 et le 31.08.2019 (B) Profondeur de la nappe à la station 09P58 mesurée entre le 01.06.2019 et le 31.08.2019 (C) Profondeur de la nappe à la station 09H66 mesurée entre le 01.06.2021 et le 31.08.2021 (D) Localisation des stations de mesures. (Source : ©STRATES)

En 2021, l'inondation est synchrone avec une remontée de nappe constatée sur le piézomètre 09H66. Il est probable qu'elle a été causée par des remontées de nappe, d'autant que la zone a été en eau durant plusieurs semaines. La période coïncide aussi avec un été des plus arrosés (MétéoSuisse, 2021), qui a contribué à recharger les nappes phréatiques et faire monter leur niveau. À cet endroit, ce n'est pas le Rhône et ses crues qui ont une influence prépondérante, vu la distance.

Les conditions de nappe pourraient être localement perturbées par des causes anthropiques, soit la construction de l'autoroute, avec modification des sols sous-jacents (remblais compressant des sols devenant moins perméables), et par la présence d'un site d'extraction (gravière), avec pompage des eaux puis rejets de ces dernières à l'aval dans la nappe (fig. 41).

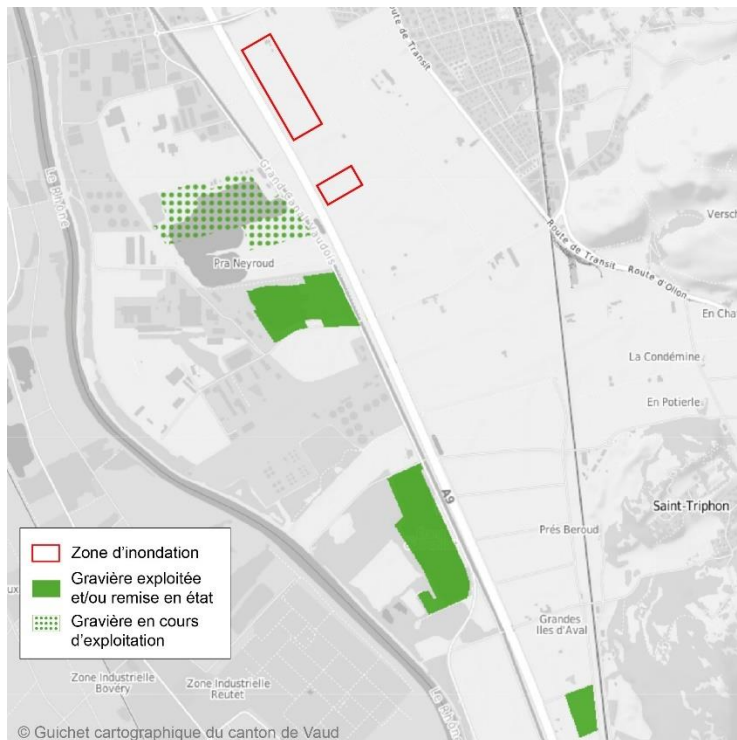


Figure 41 : Gravières en activité dans le secteur d'Aigle (Source : Guichet cartographique du canton de Vaud)

6.4 Cas d'étude n°4 : Fully-Charrat

Le cas d'étude de Fully-Charrat est à l'aval des villages de Fully et Charrat, en rive gauche du Rhône (fig. 42). Le secteur est traversé par l'autoroute A9 et composé de terres agricoles. Le sous-sol est généralement composé d'une couche de limon, relativement épaisse allant de moins d'un mètre à plusieurs mètres, reposant sur des sables et graviers. Des dépôts palustres, composés de limon, d'argile et de tourbe sont parfois présents dans les horizons profonds, entre 10 et 20 m, au nord de l'autoroute.

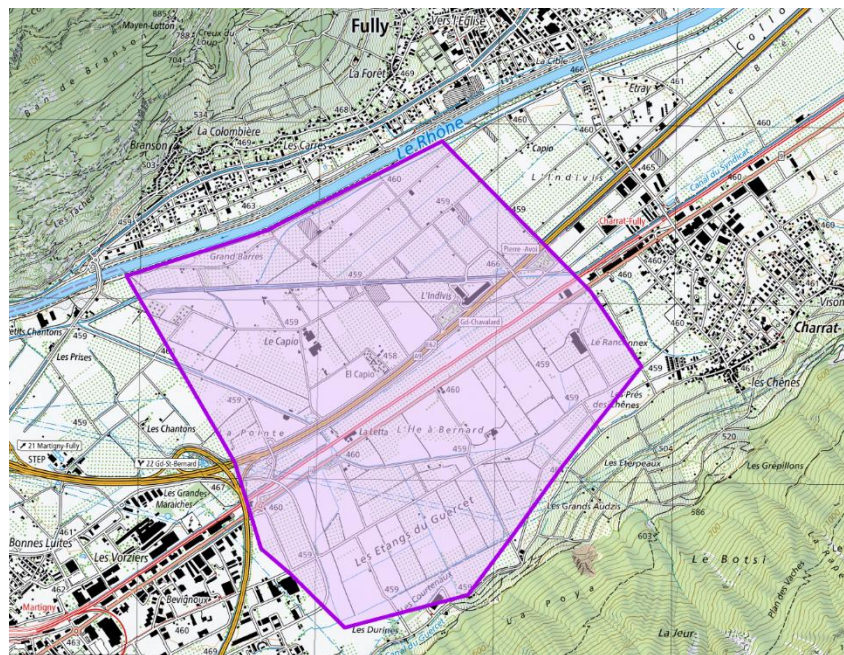


Figure 42 : Localisation du cas d'étude de Fully-Charrat (Fond de carte : Swisstopo)

D'après la série d'images, des inondations ont été observées en 2018, 2019, 2020 et 2021 dans ce secteur. Les inondations de 2018 se sont produites le 24 juin et le 3 août. Celles de 2019 ont eu lieu entre

le 24 et le 29 juin, ainsi que le 18 août. En 2020, des inondations ont duré du 24 au 28 juillet a minima, puis le 7 août. Enfin, en 2021, elles ont eu lieu le 17 juillet. Les surfaces de ces inondations sont variables, allant d'environ 100 m² à plus de 9000 m² pour la plus importante en 2019, soit l'équivalent d'environ un terrain de football (fig. 43). Plusieurs parcelles semblent avoir été inondées chaque année sur la période d'étude, notamment une située juste à côté de l'autoroute.

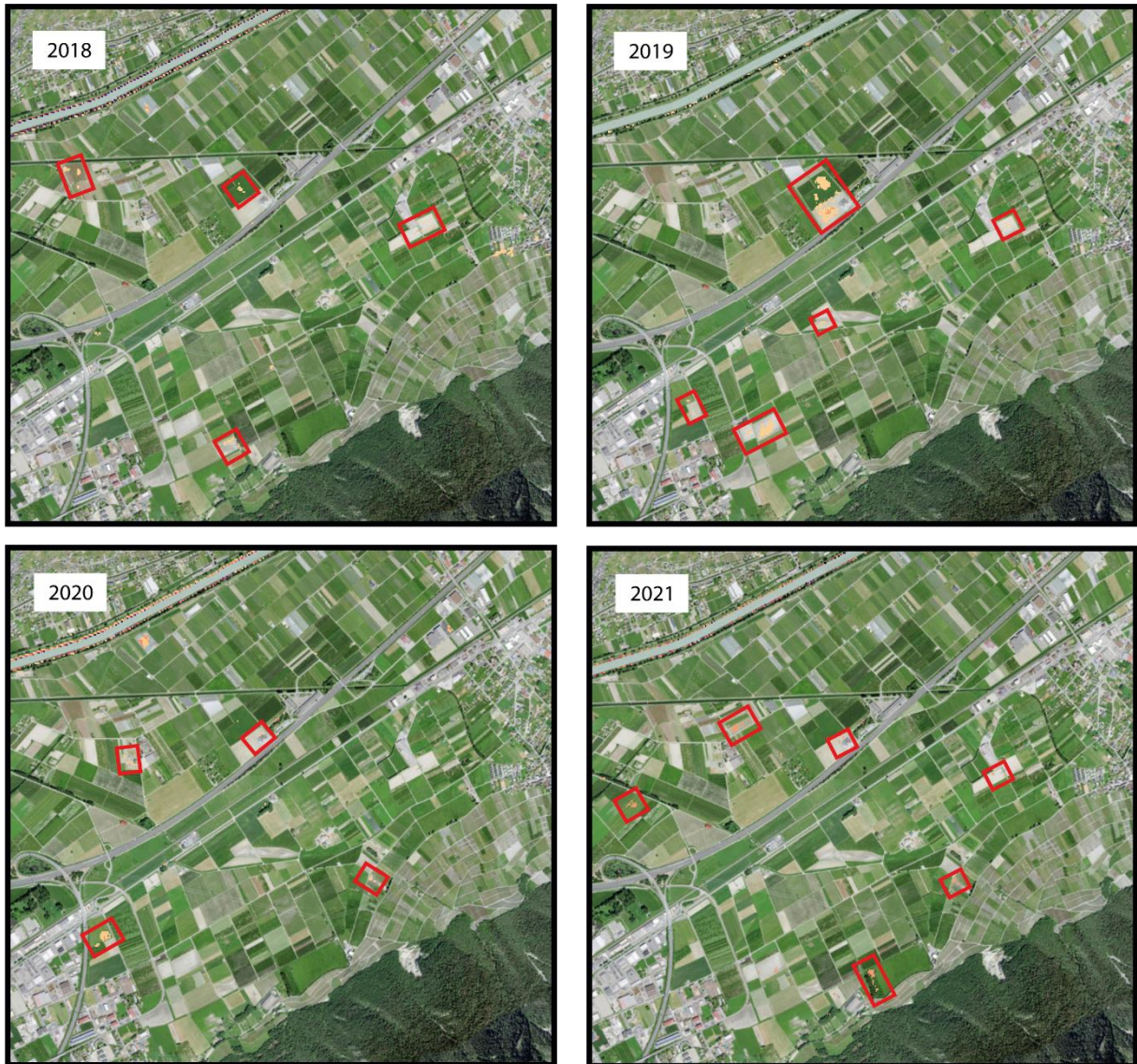


Figure 43 : Localisation des inondations dans le secteur de Fully-Charrat en 2018, 2019, 2020 et 2021

La carte d'épaisseur minimale de la zone non saturée sur la période 1976-2017 montre que la nappe se trouve proche de la surface sur le secteur de Fully-Charrat (fig. 44). En quelques endroits, la nappe est même artésienne au sud de la zone et probablement propice au phénomène de remontée de nappe phréatique.

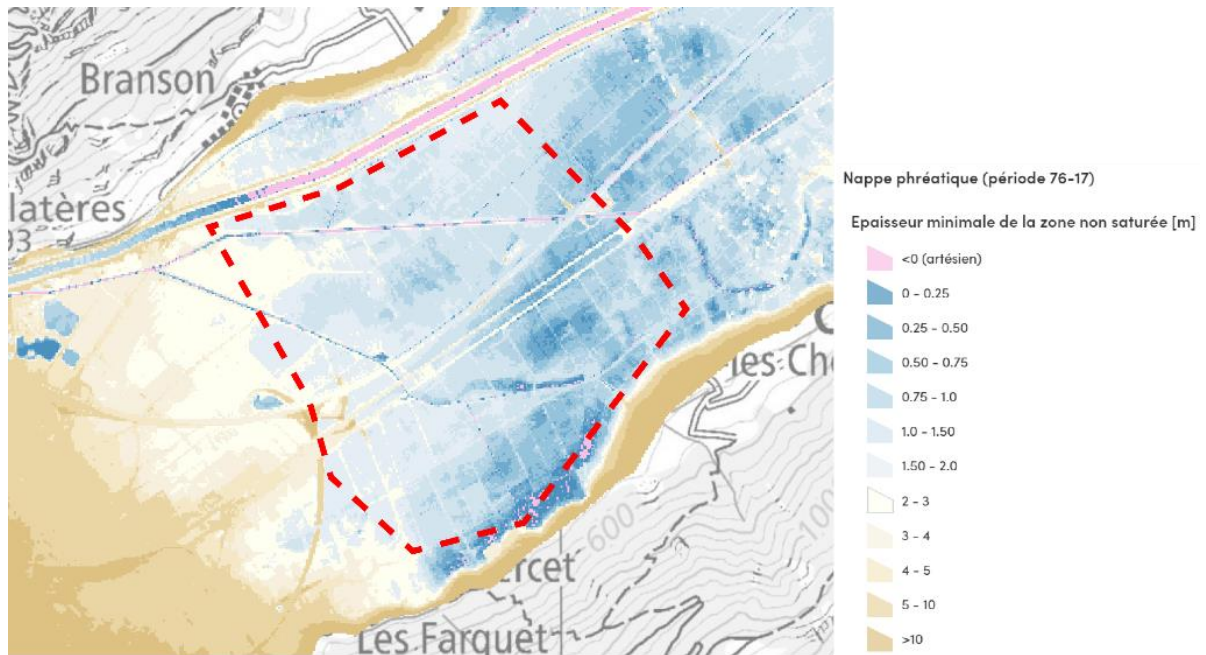


Figure 44 : Epaisseur minimale de la zone saturée [m] sur la période 1976-2017 dans la zone d'étude
(Source : Service de géoinformation du canton du Valais)

Les mesures piézométriques à la station Lmb9 indiquent également que les des mois de juin et août des années 2018, 2019, 2020 et 2021, la nappe s'est réhaussée à des niveaux très superficiels (< 0,9 en 2021) (fig. 45). Les pics piézométriques ne correspondent pas forcément au dates des inondations détectées par les images. Aux dates correspondant à celles des inondations, la nappe se trouvait généralement entre 1,2 et 1,4 m de profondeur. En 2021, elle n'était qu'à 0,88 m.

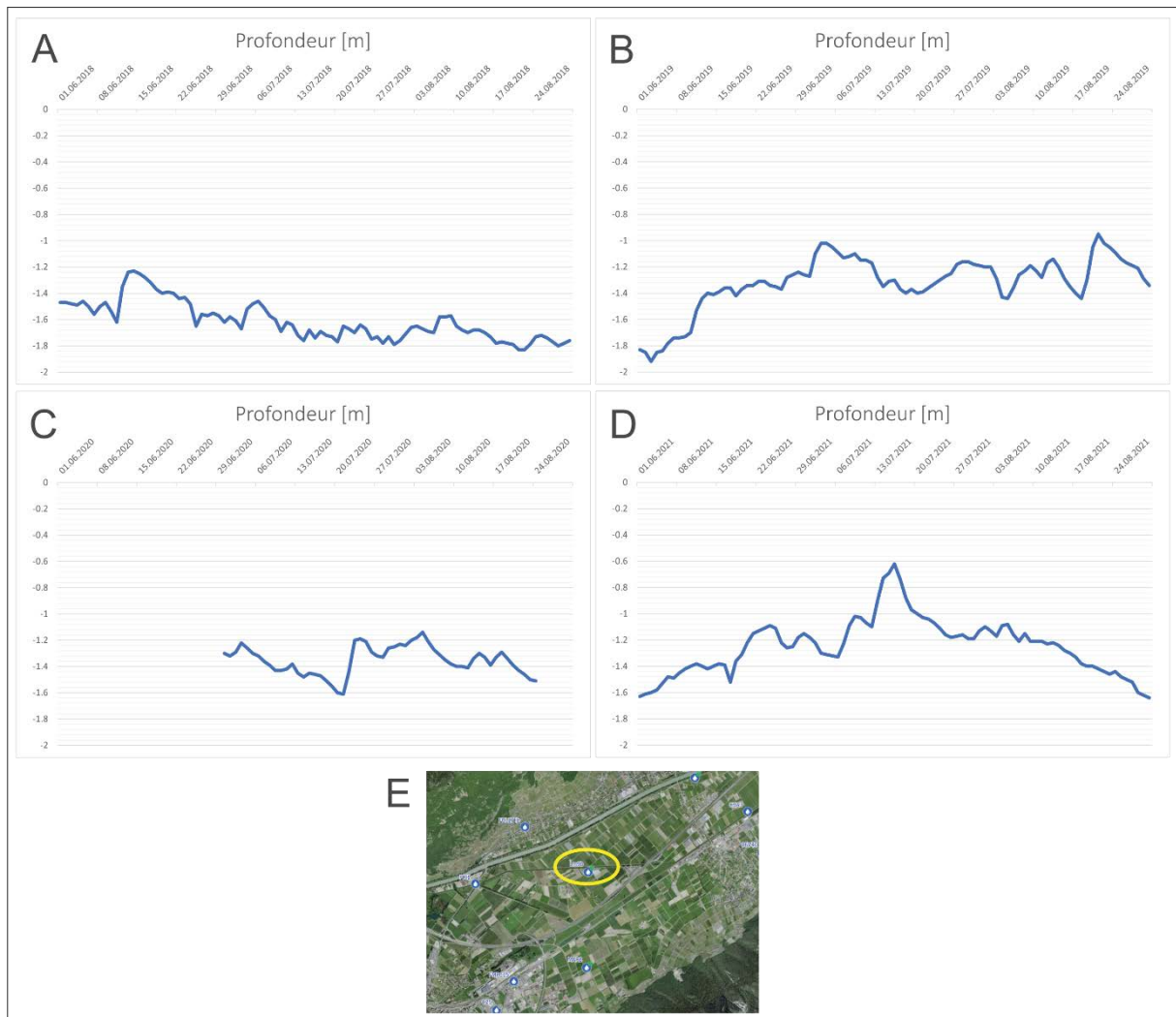


Figure 45 : Profondeur de la nappe à la station Lm9b (A) mesurée entre le 01.06.2018 et le 31.08.2018 (B) entre le 01.06.2019 et le 31.08.2019 (C) entre le 01.06.2020 et le 31.08.2020 (D) entre le 01.06.2021 et le 31.08.2021 (E) Localisation de la station de mesure. (Source : ©STRATES)

La carte Siegfried indique qu'une partie de la zone d'étude était faite de marais en 1890 (fig. 46). La plupart de ces terrains ont été remblayés, afin de permettre l'agriculture, la nappe étant trop superficielle.

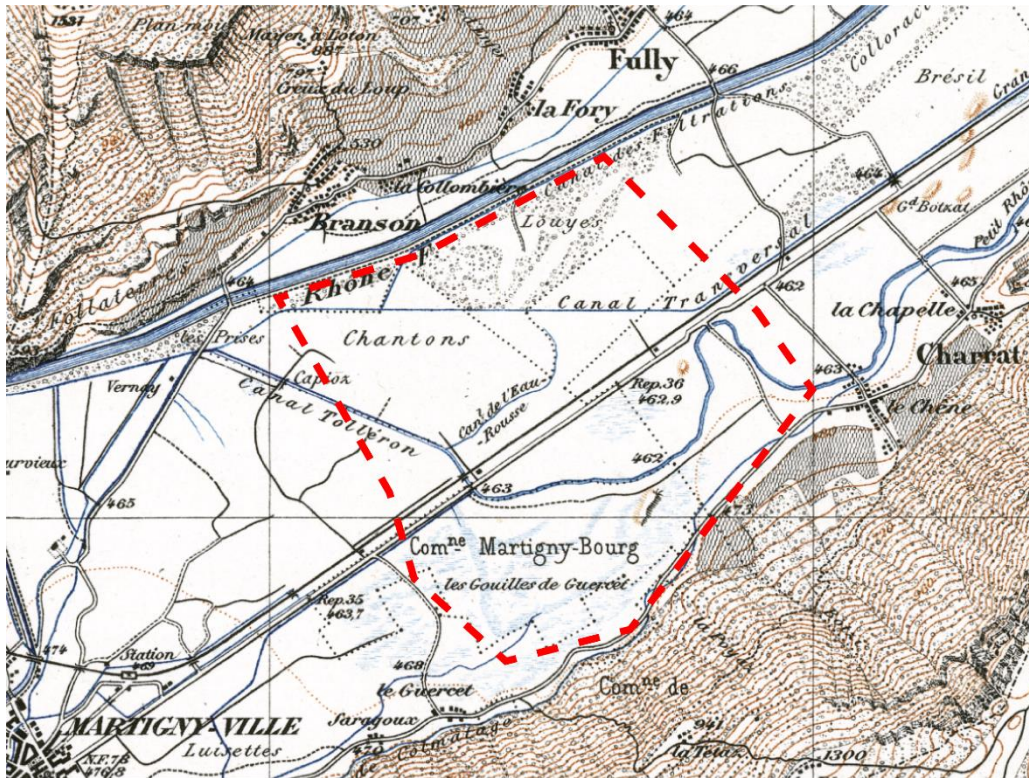


Figure 46 : Carte Siegfried (Source : Swisstopo)

Le régime hydrique des sols montre encore une fois que le secteur est influencé par la nappe mais les classes de sols sont hétérogènes (fig. 47). Les sols y sont cartographiés comme rarement et souvent mouillés en surface et plus rarement à nappe permanente, modérément hydromorphes. Localement, les sols sont normalement perméables et une petite zone est rarement engorgée en surface.

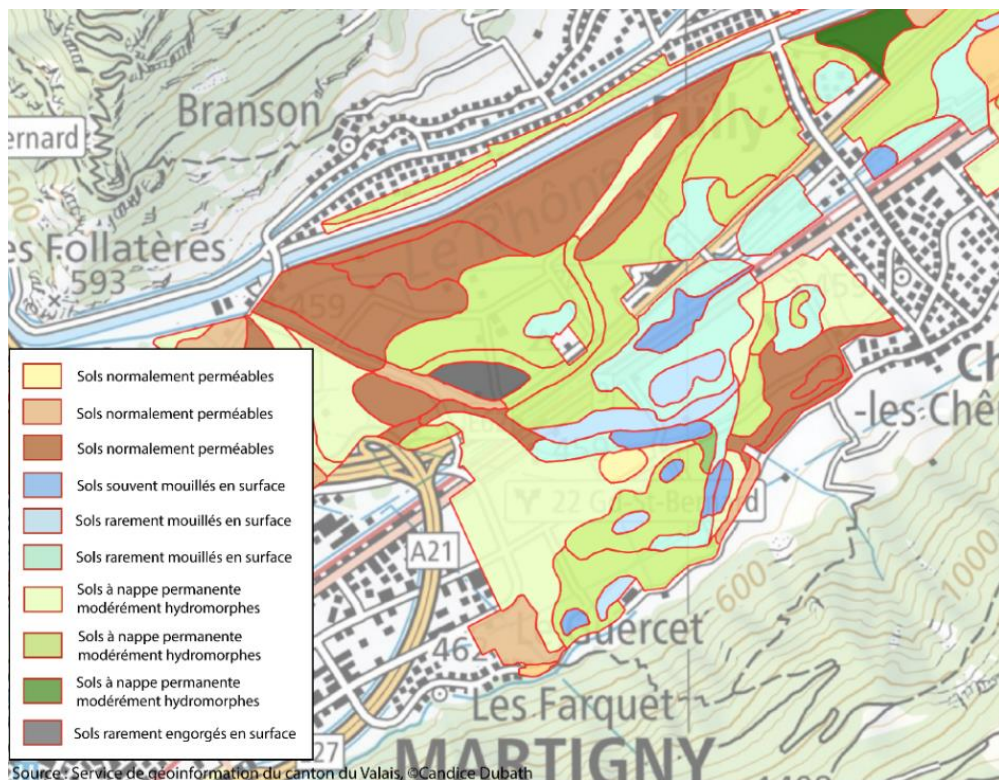


Figure 47 : Régime hydrique des types de sol dans le secteur de Fully-Charrat (Source : Service de géoinformation du canton du Valais)

L'origine de ces inondations n'est pas clairement attribuable à une remontée de nappe car il n'y a pas de récurrence d'une année à l'autre sur les mêmes parcelles. Seule une analyse parcelle par parcelle permettrait de tirer des enseignements.

6.5 Cas d'étude n°5 : Pramont

Le cinquième et dernier cas d'étude est la région de Pramont, au nord de Réchy et Chalais en rive gauche du Rhône (fig. 48). Les alluvions sont généralement des sables et graviers et plus localement des limons.

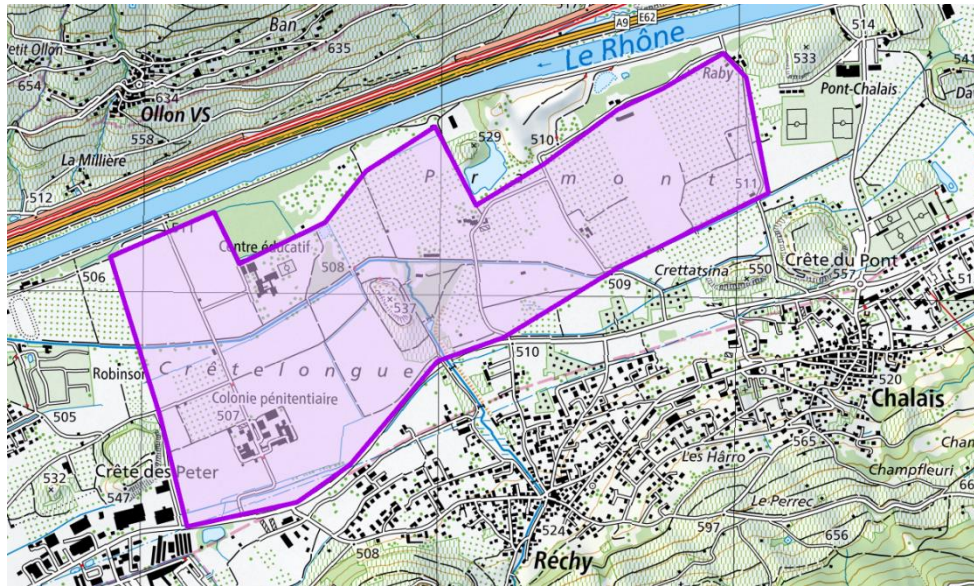


Figure 48 : Localisation du cas d'étude de Pramont (Fond de carte : Swisstopo)

Sur la base des images, des inondations ont été observées en 2019, 2020 et 2021. Les inondations de 2019 ont eu lieu sur la partie ouest de la zone d'étude, aux abords du centre éducatif et de la colonie pénitentiaire de Pramont (fig. 49). Elles se sont produites le 29 juin et le 19 juillet. En 2020, elles ont eu lieu le 18 et le 28 juillet et en 2021, le 23 juillet. Les superficies de ces inondations sont variables, allant d'environ 100 m² à plus de 2400 m² pour celles de 2019.

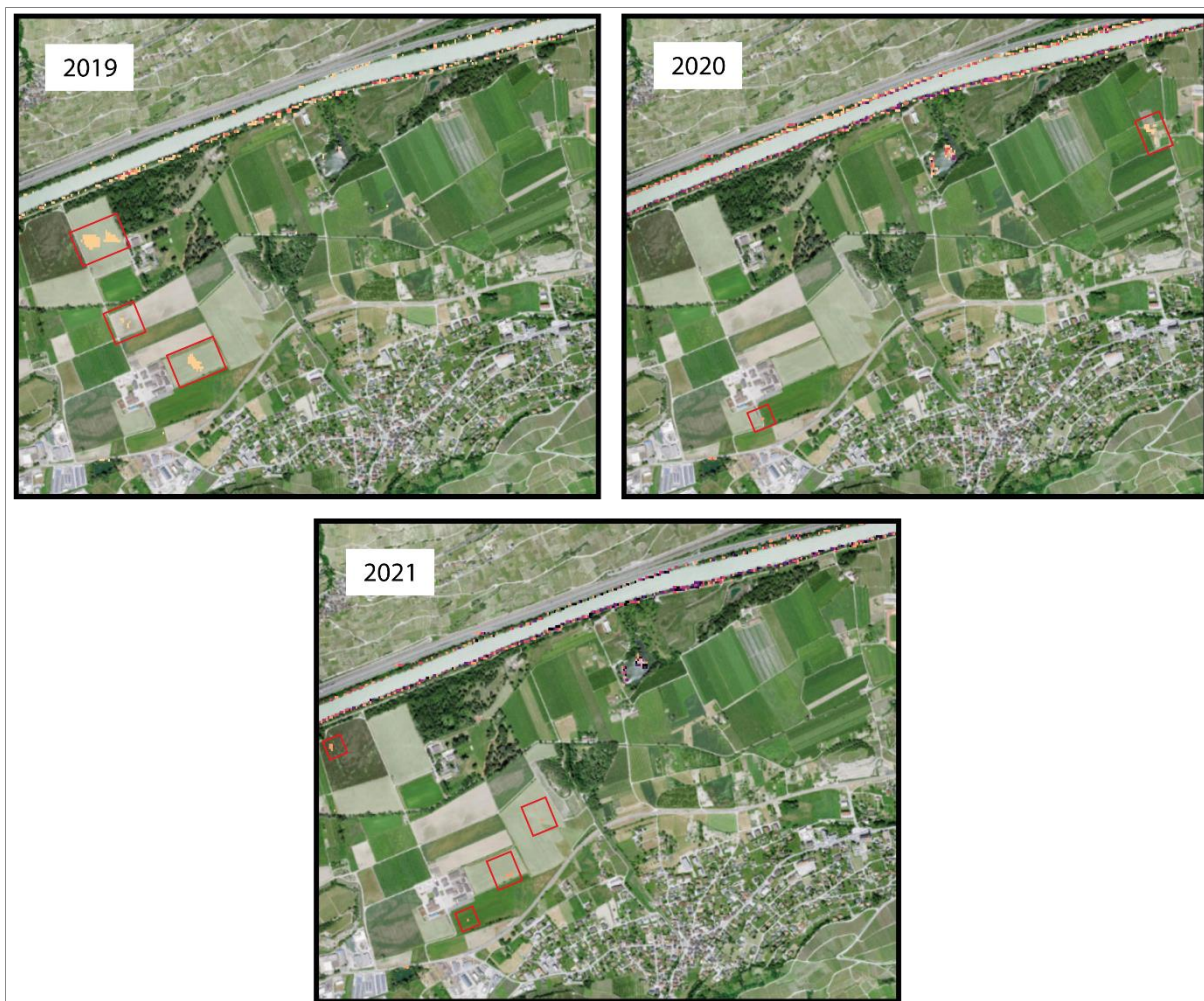


Figure 49 : Localisation des inondations dans le secteur de Pramont en 2019, 2020 et 2021

Le secteur de Pramont est caractérisé par une nappe relativement et localement peu profonde, notamment vers le pénitencier (fig. 50). Les hautes eaux de nappe sont au mois de juillet dans ce secteur, mois qui correspond aux dates des inondations observées sur les images.

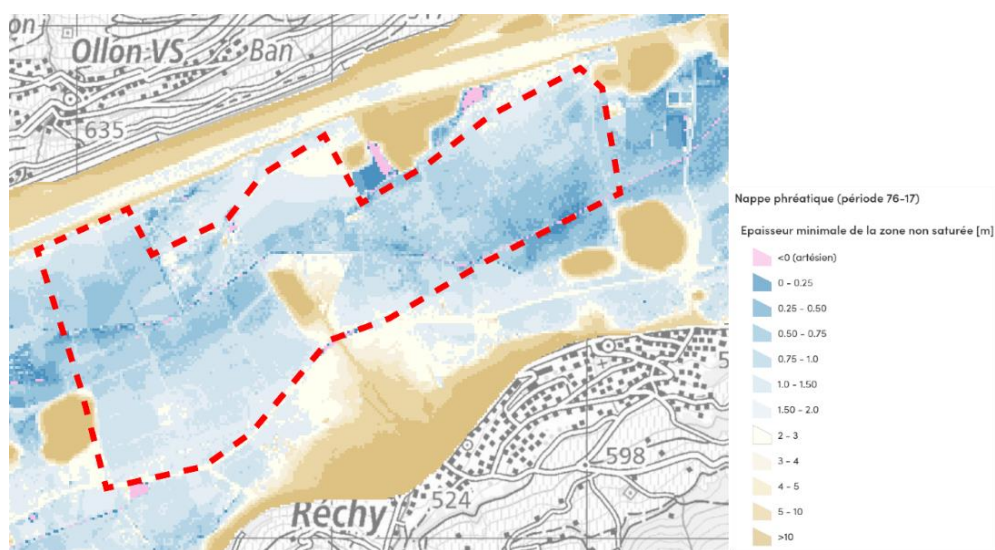


Figure 50 : Epaisseur minimale de la zone saturée [m] sur la période 1976-2017 dans la zone d'étude (Source : Service de géoinformation du canton du Valais)

Les mesures piézométriques à la station 02G03 indiquent que la nappe était à seulement 0,73 m de profondeur au moment des inondations de 2019, et le pic piézométrique se corrèle avec cette date (fig. 51). Pour des parcelles près di pénitencier, il s'ait vraisemblablement d'une inondation par remontée de nappe. Ces parcelles ont aussi été inondées en 2020 et 2021, bien qu'ici la corrélation est moins significative avec les mesures. Il est possible que le piézomètre 02603 soit influencé par des pompages, ceux-ci étant réalisés par baisses de la nappe à proximité d'un site pollué. Les niveaux de nappe peuvent aussi être influencés par d'anciennes gravières.

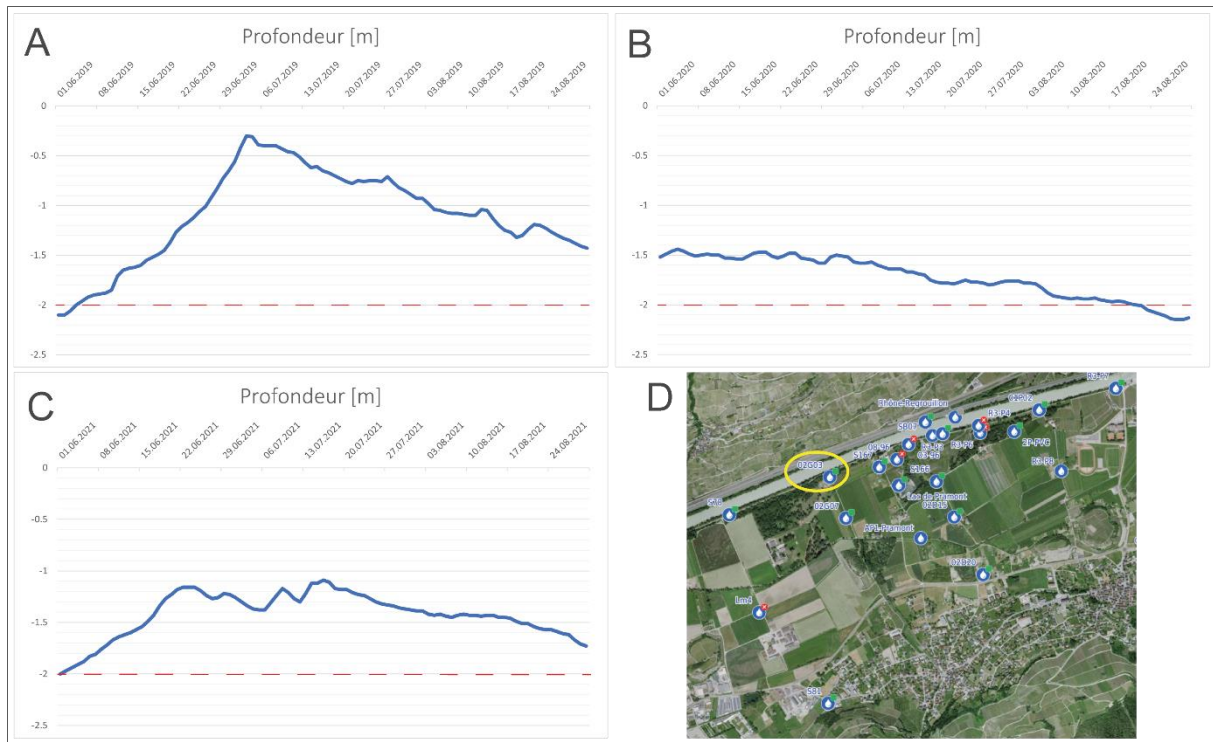


Figure 51 : Profondeur de la nappe à la station 02G03 (A) mesurée entre le 01.06.2019 et le 31.08.2019 (B) entre le 01.06.2020 et le 31.08.2020 (C) entre le 01.06.2021 et le 31.08.2021 (D) Localisation de la station de mesure. (Source : ©STRATES)

En 2019, un agriculteur valaisan a subi des inondations sur ses terrains agricoles dans ce secteur. Cet agriculteur parlait alors d'un débordement de la nappe phréatique et mettait en cause le canton du Valais, contre qui il avait porté plainte (Schürch, 2019). Ce constat n'a pas pu être confirmé par cette étude, les parcelles concernées ne présentant pas d'aire inondées. Il est possible qu'elles aient été manquées à cause de l'espacement temporel des images satellite utilisées ou que leur surface étaient trop peu importantes pour être détectées.

6.6 Artefacts et erreurs de classification

Lors d'une classification supervisée, la taille de l'échantillon des données d'entraînement a énormément d'impacts sur la fiabilité du résultat. Il n'est toutefois pas toujours facile de collecter un grand nombre de données d'entraînement en raison de contraintes de temps, d'accès ou d'interprétabilité. Outre la quantité et la qualité des données d'entraînement, les performances d'une classification peuvent être affectées par un déséquilibre des classes (Maxwell et al., 2018). Dans le cas de cette étude, le nombre de points d'entraînement était globalement élevé, bien que les quatre classes n'étaient pas représentées de façon équilibrée. En effet, les catégories « urbain », « végétation » et « végétation sèche » comptaient toutes plus de 600 points d'entraînement, alors que la catégorie « eau » n'en comptait qu'une centaine, voire moins selon les années. Cela peut provoquer une sous-estimation des classes dont les données d'entraînement sont moins importantes (Maxwell et al., 2018). Il est donc possible que la classe « eau » ait été sous-estimée lors de la classification.

Toutefois, il est fréquent que la classe « eau » soit surestimée lorsque la classification est effectuée dans une région avec des zones d'ombres, provenant par exemple de nuages ou de montagnes, en raison de la similitude de réflectance avec l'eau (Feyisa et al., 2014). La signature spectrale de l'ombre est très similaire à celle de l'eau, avec des croisements dans la bande du rouge. De ce fait, la discrimination entre les deux est faible (Li et al., 2021). Si les nuages ainsi que leurs ombres ont été masqués grâce à la fonction « Sentinel-2 Cloud Masking with s2cloudless », on ne peut exclure que des zones d'ombres aient persisté, affectant la classification. De plus, comme il a été mentionné plus tôt, les signatures spectrales des zones urbaines et de l'eau ont également des similitudes, raison pour laquelle le MNDWI a été privilégié au NDWI. En dépit de cela, des zones bâties ont été classifiées comme de l'eau lors de la classification (fig. 57).

L'une des étapes de préparation des données a été l'extraction des plans d'eau permanents via un seuil basé sur le MNDWI. Ce seuil a été défini par appréciation visuelle et appliqué de façon uniforme à toute la zone d'étude, et ce pour chaque année. La valeur utilisée pour masquer les plans d'eau permanents peut toutefois changer en fonction de la scène et du lieu (Feyisa et al., 2014). De plus, la proportion d'eau contenue dans les pixels se trouvant sur les bordures des points d'eau peut également varier (Feyisa et al., 2014). Ainsi, des pixels de bordure correspondant à des plans d'eau permanents ont été classifiés comme des inondations (fig. 54).

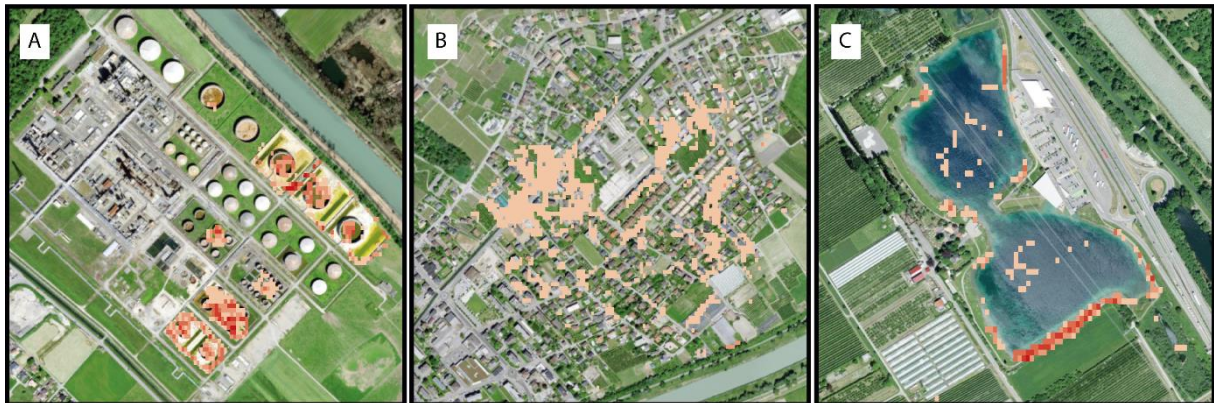


Figure 54 : (A) et (B) Zones urbaines classifiées comme de l'eau (C) Pixels classifiés comme des inondations correspondant à une bordure de point d'eau permanent

Les matrices de transition des classifications de 2017 et 2021 ont montré des résultats relativement peu satisfaisants. L'année 2017 s'est démarquée par un été particulièrement chaud et l'un des hivers les moins enneigés depuis le début des mesures (MétéoSuisse, 2018). De ce fait, il est probable que peu d'inondations par remontée de nappe aient eu lieu. Il est possible que les agriculteurs aient eu recours à des systèmes d'arrosage pour parer au manque d'eau et que cela ait causé des accumulations d'eau sur certaines parcelles agricoles. Cela pourrait expliquer pourquoi plus de la moitié des points d'entraînement de la catégorie « eau » ont été classifiés comme de la végétation. Pour ce qui est de la classification de l'année 2021, qui a rencontré le même problème, l'hypothèse peut également être ramenée à des facteurs climatiques. L'été 2021 a effectivement été l'un des plus arrosés depuis le début des mesures. Il est donc possible que ces précipitations intenses aient provoqué la formation de petites mares sur certaines parcelles agricoles, entraînant une confusion entre la catégorie « eau » et « végétation ». Une autre alternative pourrait être que les cultures fruitières et arborisées masquent l'eau, menant à une confusion entre ces catégories.

7. Conclusion

Les inondations par remontée de nappe phréatique sont un risque naturel encore mécompris et peu pris en compte par les services en charge des dangers naturels en Suisse. La complexité du phénomène ainsi que le manque de données en sont les principales raisons. Ce travail exploratoire a été mené dans le but d'évaluer la contribution que la télédétection pouvait apporter à la compréhension de ce phénomène. Une méthode a été développée, se basant sur des indices spectraux couplés à une classification supervisée.

Les images Sentinel-2, avec leur résolution spatiale de 10 m et leur fréquence de revisite de 5 jours, semblent être adaptées pour l'étude de ce phénomène. L'une des limites à l'utilisation de ce satellite est qu'il ne permet que de remonter jusqu'à 2017. Une alternative pourrait donc être l'utilisation du satellite Landsat, qui permet de remonter jusqu'aux début des années 1970, mais qui engendrerait une perte d'information, du fait de sa résolution spatiale de 30 m seulement.

Les cas d'étude ont permis d'approfondir l'analyse et de tirer des conclusions. Tout d'abord, les conditions météorologiques sont ressorties, avec les précipitations et les crues liées au Rhône comme principaux éléments d'influence. Les zones recevant de forts apports de versant, comme la région du Chablais, y sont d'autant plus sensibles. Les actions anthropiques, à travers la construction d'infrastructures ou la présence de gravières, semblent également jouer un rôle important. La 3^e correction du Rhône va donc probablement avoir de nombreux impacts sur la nappe. L'un d'eux devrait être une modification des échanges entre le Rhône et la nappe. L'abaissement du lit du Rhône à certains endroits pourrait faire baisser le niveau de la nappe, ceci dépendant des processus de colmatage/décolmatage des sédiments.

La méthode développée dans ce travail est prometteuse, bien qu'elle nécessite des améliorations et ajustements. Elle va être réutilisée dans le cadre d'une étude portant sur les inondations par remontée de nappe à Nouakchott, en Mauritanie, menée par le post-doctorant Emmanuel Dubois, à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. L'objectif sera de créer une chronique spatio-temporelle des zones inondées par remontée de nappe, en complément à des données modélisées. Plusieurs pistes pourraient être suivies afin de consolider les rendus produits par cette méthode.

Le processus de masquage des plans d'eau permanents pourrait être amélioré, pour réduire le nombre de pixels classifiés comme des inondations correspondant en fait à des plans d'eau permanents. Un meilleur équilibre dans la quantité des points d'entraînement par classe devrait être trouvé. Pour cela, plus de cas d'étude connus devraient être intégrés dans les données d'entraînement, pour une classification plus précise des surfaces en eau inondées. La télédétection apparaît comme un outil intéressant pour l'étude des inondations par remontée de nappe phréatique. Elle permet notamment de couvrir rapidement des zones importantes et à faible coût, mais la méthode développée nécessite des données piézométriques pour valider les résultats obtenus. Ce travail a donc été rendu possible par la disponibilité de données hydrologiques, géologiques, paysagères et pédologiques sur le territoire étudié. Une analyse plus détaillée et une approche multidisciplinaire, parcelle par parcelle, sera au final nécessaire pour s'assurer que les surfaces inondées correspondent avec certitude à des remontées de nappe et écarter les artefacts.

8. Bibliographie

- Abboud, J. M., Ryan, M. C., & Osborn, G. D. (2018). Groundwater flooding in a river-connected alluvial aquifer. *Journal of Flood Risk Management*, 11(4). <https://doi.org/10.1111/jfr3.12334>
- Abida, K., Barbouchi, M., Boudabbous, K., Toukabri, W., Saad, K., Bousnina, H., & Sahli Chahed, T. (2022). Sentinel-2 Data for Land Use Mapping: Comparing Different Supervised Classifications in Semi-Arid Areas. *Agriculture*, 12(9), 1429. <https://doi.org/10.3390/agriculture12091429>
- Adams, K. H., Reager, J. T., Rosen, P., Wiese, D. N., Farr, T. G., Rao, S., Haines, B. J., Argus, D. F., Liu, Z., Smith, R., Famiglietti, J. S., & Rodell, M. (2022). Remote Sensing of Groundwater: Current Capabilities and Future Directions. *Water Resources Research*, 58(10). <https://doi.org/10.1029/2022WR032219>
- Ascott, M. J., Marchant, B. P., Macdonald, D., McKenzie, A. A., & Bloomfield, J. P. (2017). Improved understanding of spatio-temporal controls on regional scale groundwater flooding using hydrograph analysis and impulse response functions. *Hydrological Processes*, 31(25), 4586–4599. <https://doi.org/10.1002/hyp.11380>
- Bard, A., Renard, B., Lang, M., Giuntoli, I., Korck, J., Koboltschnig, G., Janža, M., d'Amico, M., & Volken, D. (2015). Trends in the hydrologic regime of Alpine rivers. *Journal of Hydrology*, 529, 1823–1837. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.052>
- Becker, M. W. (2006). Potential for Satellite Remote Sensing of Ground Water. *Groundwater*, 44(2), 306–318. <https://doi.org/10.1111/J.1745-6584.2005.00123.X>
- Berger, M., Moreno, J., Johannessen, J. A., Levelt, P. F., & Hanssen, R. F. (2012). ESA's sentinel missions in support of Earth system science. *Remote Sensing of Environment*, 120, 84–90. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2011.07.023>
- Besson, O., Rouiller, J., Frei, W., & Masson, H. (1991). Campagne de sismique-reflexion dans la vallée du Rhône (entre Sion et Martigny, Suisse). *Bulletin Murithienne*, 109, 45–63.
- Brunke, M., & Gonser, T. (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37(1), 1–33. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2427.1997.00143.X>
- Bünzli, M.-A. et Heaberlin, Y. (2005). Carte Hydrogéologique de l'Est du Tchad : Notice Explicative. Genève.
- Bureau FX Marquis (2021). Projet de revitalisation du cours amont de la Benna : Valorisation des matériaux terreux - Rapport de suivi pour les secteurs I, II et III. Aigle et Matigny.
- Cobby, D., Morris, S. E., Parkes, A., & Robinson, V. (2007). Towards groundwater flood risk mapping. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 40(3), 203–211. <https://doi.org/10.1144/1470-9236/05-035>
- Département des transports, de l'équipement et de l'environnement du canton du Valais [DTEE] (2014). Rapport d'impact sur l'environnement 1re étape du Plan d'aménagement de la 3e correction du Rhône adopté le 2 mars 2016 par le Conseil d'Etat valaisan – Notice d'impact sur l'environnement du Plan sectoriel Vaudois de la 3e correction du Rhône. Y. Rey & Bureaux partenaires.
- Direction générale de l'environnement du canton de Vaud (DGE) et Service des dangers naturels du canton du Valais [SDANA], (2022). Mesures anticipées : Îles des Clous. Lausanne.
- Du, Y., Zhang, Y., Ling, F., Wang, Q., Li, W., & Li, X. (2016). Water Bodies' Mapping from Sentinel-2 Imagery with Modified Normalized Difference Water Index at 10-m Spatial Resolution Produced by Sharpening the SWIR Band. *Remote Sensing*, 8(4), 354. <https://doi.org/10.3390/rs8040354>

- Fette, M., Kipfer, R., Schubert, C. J., Hoehn, E., & Wehrli, B. (2005). Assessing river-groundwater exchange in the regulated Rhone River (Switzerland) using stable isotopes and geochemical tracers. *Applied Geochemistry*, 20(4 SPEC. ISS.), 701–712. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.11.006>
- Feyisa, G. L., Meilby, H., Fensholt, R., & Proud, S. R. (2014). *Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery*. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.029>
- Foroughnia, F., Alfieri, S. M., Menenti, M., & Lindenbergh, R. (2022). Evaluation of SAR and Optical Data for Flood Delineation Using Supervised and Unsupervised Classification. *Remote Sensing*, 14(15), 1–29. <https://doi.org/10.3390/rs14153718>
- Gianni, G., Richon, J., Perrochet, P., Vogel, A., & Brunner, P. (2016). Rapid identification of transience in streambed conductance by inversion of floodwave responses. *Water Resources Research*, 52(4), 2647–2658. <https://doi.org/10.1002/2015WR017154>
- Glenz, D., Renard, P., Brunner, P., Perrochet, P., Rovina, H., & Vogel, A. (2015). *Caractérisation de l'aquifère superficiel de la plaine du Rhône entre Sierre et Evionnaz (Suisse)*. 2015(2012), 109–128. <https://doi.org/10.1029/2011JF002043.109>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.06.031>
- Lacaux, J. P., Tourre, Y. M., Vignolles, C., Ndione, J. A., & Lafaye, M. (2007). Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal. *Remote Sensing of Environment*, 106(1), 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012>
- Li, J., Peng, B., Wei, Y., & Ye, H. (2021). Accurate extraction of surface water in complex environment based on Google Earth Engine and Sentinel-2. *PLoS ONE*, 16(6 June), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0253209>
- Lin, L., Di, L., Yu, E. G., Kang, L., Shrestha, R., Rahman, M. S., Tang, J., Deng, M., Sun, Z., Zhang, C., & Hu, L. (2016). A review of remote sensing in flood assessment. *2016 5th International Conference on Agro-Geoinformatics, Agro-Geoinformatics 2016*. <https://doi.org/10.1109/Agro-Geoinformatics.2016.7577655>
- Maxwell, A. E., Warner, T. A., & Fang, F. (2018). Implementation of machine-learning classification in remote sensing: An applied review. *International Journal of Remote Sensing*, 39(9), 2784–2817. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1433343>
- Meijerink, A. M. J. (1996). Remote sensing applications to hydrology: groundwater. *Hydrological Sciences Journal*, 41(4), 549–561. <https://doi.org/10.1080/02626669609491525>
- MétéoSuisse, (2018). *Bulletin climatologique année 2017*. Genève.
- MétéoSuisse, (2020). *Bulletin climatologique année 2019*. Genève.
- MétéoSuisse, (2021). *Bulletin climatologique été 2021*. Genève.
- Munasinghe, D., Cohen, S., Huang, Y.-F., Tsang, Y.-P., Zhang, J., Fang, Z., Munasinghe, S., Cohen, Y.-F., Huang, Y.-P., Tsang, J., & Zhang, Z. (2018). Intercomparison of Satellite Remote Sensing-Based Flood Inundation Mapping Techniques. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 54(4), 834–846. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12626>
- Munasinghe, D., Cohen, S., Huang, Y. F., Tsang, Y. P., Zhang, J., & Fang, Z. (2018). Intercomparison

- of Satellite Remote Sensing-Based Flood Inundation Mapping Techniques. *Journal of the American Water Resources Association*, 54(4), 834–846. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12626>
- Mutanga, O., & Kumar, L. (2019). remote sensing Editorial Google Earth Engine Applications. *Remote Sensing*, 11(5), 591. <https://doi.org/10.3390/rs11050591>
- Notti, D., Giordan, D., Caló, F., Pepe, A., Zucca, F., & Galve, J. P. (2018). Potential and Limitations of Open Satellite Data for Flood Mapping. *Remote Sensing 2018, Vol. 10, Page 1673*, 10(11), 1673. <https://doi.org/10.3390/RS10111673>
- Perumal, K., & Bhaskaran, R. (2010). Supervised classification performance of multispectral images. *Journal of Computing*, 2(2).
- Raghavendra, N. S., & Deka, P. C. (2015). Sustainable Development and Management of Groundwater Resources in Mining Affected Areas: A Review. *Procedia Earth and Planetary Science*, 11, 598–604. <https://doi.org/10.1016/J.PROEPS.2015.06.061>
- Reynard, E., Arnaud-Fassetta, G., Laigre, L., & Schoeneich, P. (2009). Le Rhône alpin vu sous l'angle de la géomorphologie: état des lieux. *Le Rhône: dynamique, histoire et société. Cahiers de Vallesia, Archives de l'Etat du Valais, Sion*, 75-102.
- Robins, N. S., & Finch, J. W. (2012). Groundwater flood or groundwater-induced flood? In *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* (Vol. 45, Issue 1, pp. 119–122). <https://doi.org/10.1144/1470-9236/10-040>
- Service Géologique National Français. (1993). *La remontée des nappes d'eau souterraine en site urbain : aspects techniques, socio-économiques, réglementaires et juridiques*.
- Shiri, J., Kisi, O., Yoon, H., Lee, K. K., & Hossein Nazemi, A. (2013). Predicting groundwater level fluctuations with meteorological effect implications-A comparative study among soft computing techniques. *Computers and Geosciences*, 56, 32–44. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2013.01.007>
- Singh, K. V., Setia, R., Sahoo, S., Prasad, A., & Pateriya, B. (2015). Evaluation of NDWI and MNDWI for assessment of waterlogging by integrating digital elevation model and groundwater level. *Geocarto International*, 30(6), 650–661. <https://doi.org/10.1080/10106049.2014.965757>
- Solovey, T. (2019). An analysis of flooding coverage using remote sensing within the context of risk assessment. *Geologos*, 25(3), 241–248. <https://doi.org/10.2478/logos-2019-0026>
- Sonney, R., Ornstein, P., Arnoux, M., Centre de recherche sur l'environnement alpin, Christe, P., Service de l'environnement, & Canton du Valais. (2021). Nappe phréatique de la plaine du Rhône. *Aqua & Gas*, n°4, 48–54.
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>
- Sun, F., Sun, W., Chen, J., & Gong, P. (2012). International Journal of Remote Sensing Comparison and improvement of methods for identifying waterbodies in remotely sensed imagery Comparison and improvement of methods for identifying waterbodies in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 33(21), 6854–6875. <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.692829>
- Theler, D., & Udry, R. (2019). *L'arboriculture et la viticulture valaisanne, Irrigation et lutte contre le gel par aspersion : synthèse des projets et gestion des ressources en eau*. Sierre.

- Valla, P. G., Van Der Beek, P. A., Shuster, D. L., Braun, J., Herman, F., Tassan-Got, L., & Gautheron, C. (2012). Late Neogene exhumation and relief development of the Aar and Aiguilles Rouges massifs (Swiss Alps) from low-temperature thermochronology modeling and $4\text{He}/3\text{He}$ thermochronometry. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 117(1). <https://doi.org/10.1029/2011JF002043>
- Verstraete, M. M., & Pinty, B. (1996). Designing optimal spectral indexes for remote sensing applications. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34(5), 1254–1265. <https://doi.org/10.1109/36.536541>
- Waters, P., Greenbau, D., Smart, P. L., & Osmaston, H. (1990). Applications of remote sensing to groundwater hydrology. *Remote Sensing Reviews*, 4(2), 223-264. <https://doi.org/10.1080/02757259009532107>
- Weingartner, R., & Aschwanden, H. (1994). Quantification des débits des cours d'eau des Alpes suisses et des influences anthropiques qui les affectent. *Revue de Géographie Alpine*, 82(2), 45–57. <https://doi.org/10.3406/rga.1994.3749>
- Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 27(14), 3025–3033. <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>

Pages web :

- Canton de Vaud, (s.d.). *Guichet cartographique cantonal*. Accès : <https://www.geo.vd.ch/>. Consulté le 16 janvier 2023.
- Canton du Valais (2022a). *Avancement des travaux R3 – Printemps 2022*. Accès : <https://www.vs.ch/web/rhone/etat-des-travaux>. Consulté le 16 janvier 2023.
- Canton du Valais (2022b). *La troisième correction du Rhône*. Accès : <https://www.vs.ch/web/rhone>. Consulté le 16 janvier 2023.
- Canton du Valais (2023). *Vs-gis.ch*. Accès : <https://www.vsgis.ch/fr/map>. Consulté le 16 janvier 2023.
- CREALP, (s.d.). *Geocadast - Cadastre cantonal valaisan des sondages géologiques*. Accès : <https://geocadast.crealp.ch/index.php?>
- CREALP, (s.d. a) *Plateforme QUANTES*. Accès : <https://gwm.crealp.ch/>. Consulté le 16 janvier 2023.
- Office Fédéral de l'Environnement (2004, 30 juin). *Instructions pratiques pour la protection des eaux souterraines*. Accès : <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/publications/publications-eaux/instructions-pratiques-protection-eaux-souterraines.html>. Consulté le 5 février 2023.
- Office Fédéral de l'Environnement (2018, 10 septembre). *Eaux souterraines utilisées comme eau potable*. Accès : <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/info-specialistes/mesures-pour-la-protection-des-eaux/protection-des-eaux-souterraines/eaux-souterraines-utilisees-comme-eau-potable.html>. Consulté le 16 janvier 2023.
- Service de l'environnement du canton du Valais et CREALP (s.d.). *Plateforme STRATES-VS*. Accès : <https://strates-vs.crealp.ch/viewer/>. Consulté le 16 janvier 2023.

Service de l'environnement du canton du Valais (s.d.). *Service de la géoinformation*. Accès : <https://geo.vs.ch/cartes>. Consulté le 16 janvier 2023.

Confédération suisse, (s.d). Géoportail fédéral en ligne. Accès : <https://map.geo.admin.ch/>. Consulté le 16 janvier 2023.

Article de presse :

Schürch, T. (2019, juillet). Victime d'une inondation, il accuse le canton et craint une pollution chimique de ses champs. *RhoneFM*. <https://www.rhonefm.ch/actualites/victime-dune-inondation-il-accuse-le-canton-et-craint-une-pollution-chimique-de-ses-champs>