

Table des matières

<u>PARTIE I INTRODUCTION</u>	1
<u>1.1 Sujet</u>	1
<u>1.2 Problématique</u>	2
<u>1.3 Situation géographique</u>	3
<u>PARTIE II CADRE THEORIQUE</u>	4
<u>2.1 L'eutrophisation</u>	4
<u>2.1.1 Définition</u>	4
<u>2.1.2 Le processus</u>	5
<u>2.2. Les nutriments</u>	10
<u>2.3 Les différents paramètres d'étude et leur relation</u>	14
<u>2.3.1 Paramètres physiques</u>	14
<u>2.3.2 Paramètres chimiques</u>	18
<u>2.3.3 Paramètres biologiques</u>	24
<u>2.4 La pollution diffuse en milieu agricole</u>	25
<u>2.4.1 Introduction</u>	25
<u>2.4.2 Les engrais</u>	26
<u>2.4.3 Des pratiques agricoles adaptées contre la pollution diffuse</u>	27
<u>2.5 L'érosion hydrique des sols comme facteur de pollution diffuse</u>	28
<u>2.5.1 Introduction</u>	29
<u>2.5.2. Mécanismes de l'érosion hydrique</u>	29
<u>2.5.3 Sélectivité de l'érosion hydrique</u>	30
<u>2.5.4 Facteurs de l'érosion hydrique</u>	30
<u>2.6 Effets de la pollution de l'eau sur la faune et la santé humaine en Suisse</u>	32
<u>2.7 Législation sur la qualité des eaux en Suisse</u>	33
<u>PARTIE III TERRAIN D'ETUDE</u>	38
<u>3.1 Cadre géologique</u>	38
<u>3.2. Cadre géomorphologique</u>	39
<u>3.3. Climat</u>	42
<u>3.4 Hydrographie et hydrologie</u>	44
<u>3.4.1 Réseau hydrographique actuel</u>	44
<u>3.4.2 Evolution historique du Grand Canal et corrections du Rhône</u>	45

<u>3.5 Hydrogéologie</u>	47
<u>3.5.1 Mouvements de l'eau dans la nappe phréatique</u>	47
<u>3.5.2 Chimie des eaux dans la nappe phréatique</u>	49
<u>3.5.3 Conclusion sur l'hydrogéologie relative au Grand Canal</u>	51
<u>3.6 Pédologie</u>	52
<u>3.7 Le Grand Canal</u>	52
<u>3.7.1 Morphologie du canal</u>	52
<u>3.7.2 Environnement direct du Grand Canal</u>	53
<u>3.7.3 Quelques particularités (d'amont en aval)</u>	54
<u>PARTIE IV METHODES</u>	56
<u>4.1 Echantillonnage</u>	56
<u>4.1.1 Sélection des sites d'échantillonnage</u>	56
<u>4.1.2 Les points de prélèvement et leurs caractéristiques</u>	56
<u>4.1.3 Mesures et échantillonnage d'eau sur le terrain</u>	59
<u>4.2 Méthodes d'analyse</u>	60
<u>4.2.1 Description des mesures in situ</u>	60
<u>4.2.2 Description des mesures en laboratoire</u>	62
<u>4.2.2.1 Paramètres physiques</u>	62
<u>4.2.2.2 Paramètres chimiques</u>	65
<u>4.2.2.3 Paramètres biologiques</u>	71
<u>4.3 Journées d'échantillonnage</u>	74
<u>4.3.1 Introduction</u>	74
<u>4.3.2 Journée du 27 novembre 2003</u>	75
<u>4.3.3 Journée du 14 janvier 2004</u>	76
<u>4.3.4 Journée du 17 mars 2004</u>	80
<u>4.3.5 Journée du 25 mai 2004</u>	86
<u>PARTIE V RESULTATS</u>	91
<u>5.1 Introduction</u>	91
<u>5.2 Paramètres physiques</u>	92
<u>5.2.1 Température</u>	92
<u>5.2.2 Conductivité & Salinité</u>	94
<u>5.2.3 Débit</u>	97
<u>5.2.3 Matières en suspension</u>	98
<u>5.2.5 Turbidité</u>	101
<u>5.2.5 Transparence (Snellen)</u>	102
<u>5.2.7 MES, turbidité et débit : Discussion</u>	103
<u>5.2.8 Synthèse des paramètres physiques</u>	103
<u>5.3 Paramètres chimiques</u>	105
<u>5.3.1 Nitrates</u>	105
<u>5.3.2 Nitrites</u>	108
<u>5.3.3 Ammonium</u>	110
<u>5.3.4 Orthophosphates</u>	111
<u>5.3.5 Sulfates</u>	113
<u>5.3.6 Synthèse des nutriments</u>	115
<u>5.3.7 TOC</u>	118
<u>5.3.8 Alcalinité</u>	120

5.3.9 pH	121
5.3.10 Oxygène	123
5.3.11 Synthèse des composés du carbone, pH et oxygène dissous	125
5.4 Paramètres biologiques	127
5.4.1 Chlorophylle a et phéophytine	127
5.4.2 Algues et macrophytes	129
5.4.3 Synthèse des paramètres biologiques	130
<u>PARTIE VI SYNTHÈSE</u>	132
<u>6.1 Introduction</u>	132
<u>6.2 L'impact des rejets sur le Grand Canal</u>	132
6.2.1 Stations d'épuration	132
6.2.1.1 STEP de Bruet	132
6.2.1.2 STEP d'Yvorne	134
6.2.2. L'étang des Communailles	134
6.2.3 Rejets d'origine agricole	135
6.2.3.1 Drains I à VI	135
6.2.3.2 Bas du canal du Bex	136
6.2.3 Rejets non – identifiés ou mixtes	136
6.2.3.1 Rejet de Chessel	136
6.2.3.2 Canal du Bex	137
<u>6.3 Composante météorologique</u>	139
<u>6.4 Composante spatiale : amont - aval</u>	141
<u>6.5 Sources de pollution</u>	142
<u>6.6 Evaluation comparative</u>	143
6.6.1 Comparaison des rejets suspects du Grand Canal avec les rejets suspectés par l'ASL lors de la campagne <i>Opération rivières propres</i> en 1996.	143
6.6.2 Comparaison des résultats du secteur aval du Grand Canal avec les maxima et minima observés en 2002 par la SESA	144
6.6.3 Comparaison de deux canaux de drainage : le Grand Canal (VD) et le Canal Stockalper (VS) – secteurs aval	146
6.6.4 Comparaison d'un canal de drainage (Grand Canal), d'un torrent de montagne (Grande Eau), d'une rivière de campagne (La Broye) et d'une place de compostage	148
<u>PARTIE VII CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</u>	150
BIBLIOGRAPHIE	
ANNEXES A Terrain d'étude	
ANNEXES B Méthodes	
ANNEXES C Résultats	
ANNEXES D Synthèse	

Liste des figures

<u>PARTIE I</u>	1
<u>Figure 1.1 : Situation géographique du Grand Canal.</u>	3
<u>PARTIE II</u>	4
<u>Figure 2.1 : Conséquences de l'eutrophisation (désoxygénation, production de toxines) sur l'environnement aquatique</u>	6
<u>Figure 2.2 : Cycle simplifié des éléments nutritifs. Apports nutritifs en excès</u>	8
<u>Figure 2.3 : Cycle simplifié des éléments nutritifs. Equilibre écologique</u>	8
<u>Figure 2.4 : Pyramide de la biomasse (chaîne alimentaire).</u>	9
<u>Figure 2.5 : Cycle de la matière dans un cours d'eau.</u>	9
<u>Figure 2.6 : Cycle de l'azote</u>	11
<u>Figure 2.7 : Cycle du phosphore</u>	12
<u>Figure 2.8 : Variation de la température de l'eau au cours de l'année</u>	15
<u>Figure 2.9 : Spectre de taille des particules dans les eaux naturelles</u>	16
<u>Figure 2.10. : Dissociation de l'acide carbonique en fonction du pH</u>	21
<u>Figure 2.11 : Teneurs en oxygène en fonction de la température</u>	23
<u>PARTIE III</u>	38
<u>Figure 3.1. : Esquisse tectonique de la région d'étude</u>	39
<u>Figure 3.2 : Profil en travers de la basse plaine du Rhône entre Vouvry (VS) et Roche (VD)</u>	40
<u>Figure 3.3. : Extrait de carte des hauteurs moyennes corrigées des précipitations (1951-1980)</u>	42
<u>Figure 3.4. : Extrait de carte des températures moyennes annuelles</u>	42
<u>Figure 3.5 : Moyenne des précipitations mensuelles, 1982 – 2003, à la station météorologique d'Aigle.</u>	43
<u>Figure 3.6 : Moyenne des températures mensuelles, 1982 – 2003, à la station météorologique d'Aigle.</u>	43

<u>Figure 3.7 : Réseau hydrique de la région d'étude</u>	45
<u>Figure 3.8 : Schéma de l'écoulement des eaux souterraines</u>	48
<u>Figure 3.9 : Profil en long du Grand Canal</u>	53
<u>PARTIE IV</u>	56
<u>PARTIE V</u>	91
<u>Figure 5.1 : Température</u>	92
<u>Figure 5.2 : Conductivité</u>	94
<u>Figure 5.3 : Conductivité de l'eau en fonction de son origine</u>	96
<u>Figure 5.4 : Débit</u>	97
<u>Figure 5.5 : Matières en suspension</u>	98
<u>Figure 5.6 : Turbidité</u>	101
<u>Figure 5.7 : Nitrates</u>	105
<u>Figure 5.8 : Nitrites</u>	108
<u>Figure 5.9 : Ammonium</u>	110
<u>Figure 5.10 : Orthophosphates</u>	111
<u>Figure 5.11 : Sulfates</u>	113
<u>Figure 5.12 : Carbone organique total</u>	118
<u>Figure 5.14 : pH</u>	121
<u>Figure 5.15 : Oxygène dissout</u>	123
<u>Figure 5.16 : Chlorophylle a et phéophytine</u>	127
<u>Figure 5.17 : Richesse floristique totale en fonction du niveau trophique</u>	131
<u>PARTIE VI</u>	132
<u>PARTIE VII</u>	150

Liste des tableaux

<u>PARTIE I INTRODUCTION</u>	1
<u>PARTIE II CADRE THEORIQUE</u>	4
<u>Tableau 2.1 : Différences entre les cycles de l'azote et du phosphore</u>	13
<u>Tableau 2.2. : Conductivité en fonction de la température</u>	16
<u>Tableau 2.3 : Solubilité du gaz carbonique</u>	20
<u>Tableau 2.4 : Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température</u>	23
<u>Tableau 2.5 : Statut trophique d'un lac selon les teneurs en chlorophylle</u>	24
<u>Tableau 2.6 : Processus d'érosion</u>	30
<u>PARTIE III TERRAIN D'ETUDE</u>	38
<u>PARTIE IV METHODES</u>	56
<u>Tableau 4.1. : Données météorologiques du 23 au 27 novembre 2003 à la station d'Aigle</u>	75
<u>Tableau 4.2. : Données météorologiques du 10 au 14 janvier 2004 à la station d'Aigle</u>	76
<u>Tableau 4.3 : Données météorologiques du 13 au 17 mars 2004 à la station d'Aigle</u>	80
<u>PARTIE V RESULTATS</u>	91
<u>PARTIE VI SYNTHESE</u>	132
<u>Tableau 6.1 : Comparaison des rejets suspects du Grand Canal avec les rejets suspectés par l'ASL lors de la campagne Opérations rivières propres en 1996</u>	143
<u>Tableau 6.2 : Comparaison des résultats du secteur aval du Grand Canal avec les maxima et minima observés en 2002 par la SESA</u>	144
<u>Tableau 6.3 : Comparaison du Grand Canal (VD) et du Canal Stockalper (VS) - secteurs aval</u>	145
<u>Tableau 6.4 : Comparaison de différents milieux aquatiques</u>	148
<u>PARTIE VII CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</u>	150

Liste des photos

<u>PARTIE I INTRODUCTION</u>	1
<u>PARTIE II CADRE THEORIQUE</u>	4
<u>PARTIE III TERRAIN D'ETUDE</u>	38
<u>PARTIE IV METHODES</u>	56
<u>Photo 4.1. : Matériel de filtration, dispositif Nalgène (CAM)</u>	64
<u>Photo 4.2 : Balance analytique pour le pesage des filtres (CAM)</u>	64
<u>Photo 4.3 : Etuve pour le séchage des filtres (CAM)</u>	64
<u>Photo 4.4 : Photomètre Nova 60 et tests en tubes (CAM)</u>	65
<u>Photo 4.5.: Coulomat Ströhlein (CAM)</u>	68
<u>Photo 4.6 : TOC 5000/5050 (Institut Forel)</u>	70
<u>Photo 4.7 : Matériel de mesure pour l'alcalinité (CAM)</u>	71
<u>Photo 4.8 : Spectromètre Lambda 2 et imprimante Epson (DIAE)</u>	72
<u>Photo 4.9: Drain III</u>	77
<u>Photo 4.10 : Drain IV et enclos à bétail</u>	77
<u>Photo 4.11 : Drain V</u>	77
<u>Photo 4.12 : Canal ouvert du drain V</u>	77
<u>Photo 4.13 : Canal ouvert du drain VI</u>	78
<u>Photo 4.14 : Champ inondé à proximité du drain VI</u>	78
<u>Photo 4.15 : Drain VI</u>	78
<u>Photo 4.16 : Terres agricoles en rive gauche</u>	79
<u>Photo 4.17 : La Grange-du-Bras, rive gauche</u>	79
<u>Photo 4.18 : Champs inondés à Noville</u>	79

Photo 4.19 : Canal du Bex. Le drain est sous l'eau	79
Photo 4.20 : Le Grand Canal à la passerelle	79
Photo 4.21 : Les algues colonisent le drain III à sec	81
Photo 4.22 : Rejet de Chessel	81
Photo 4.23 : Bords du canal enherbés dans la partie amont (Chessel pont)	81
Photo 4.24 : Un agriculteur purine son champ à Chessel	82
Photo 4.25 : <u>Algues à la hauteur du drain V</u>	82
Photo 4.26 : Fond du Grand Canal à partir de Chessel	82
Photo 4.27 : Le drain VI à sec	82
Photo 4.28 : Grand Canal entre drains V et VI	82
Photo 4.29 : <u>Canal du Bex</u>	83
Photo 4.30 : Canal du Bex	83
Photo 4.31 : <u>Bas du canal du Bex</u>	83
Photo 4.32 <u>Canal du Bex</u>	83
Photo 4.33 : <u>Embouchure du Canal du Bex</u>	84
Photo 4.34 : Embouchure du Canal du Bex dans le Grand Canal	84
Photo 4.35 : Algues filamenteuses en fond de canal	84
Photo 4.36 : Algues stagnantes en bord de canal	84
Photo 4.37 : Fond vaseux du canal (Après Noville)	84
Photo 4.38 : <u>Fond du Canal à la passerelle</u>	Photo 4.39 : <u>fond du Canal à la passerelle</u>
	85
Photo 4.40 : <u>dernier tronçon jusqu'au lac</u>	85
Photo 4.41 : Embouchure du Grand Canal dans le lac Léman	85
Photo 4.42 : <u>Cardamine amara</u>	87
Photo 4.43 : Cardamine amara	87
Photo 4.44 : Différentes macrophytes et algues à la hauteur du drain V	87
Photo 4.45 : Macrophytes à la hauteur du drain V	88
Photo 4.46 : Elodea Canadensis	88

Photo 4.47 : Le Grand Canal à la hauteur du drain V (mois de mai)	88
Photo 4.48 : <u>Nasturtium officinale</u>	89
Photo 4.49 : Cladophora	89
Photo 4.50 : <u>Brèmes communes</u>	89
<u>PARTIE V RESULTATS</u>	91
<u>PARTIE VI SYNTHÈSE</u>	132
<u>PARTIE VII CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</u>	150
ANNEXES C Photo 4.1 et al. : Macrophytes et algues colonisant le Grand Canal	

PARTIE I

Introduction

1.1 Sujet

Ce travail est une étude menée sur la qualité d'un cours d'eau en milieu agricole, soit un canal de drainage récoltant des eaux de provenance différente et principalement de terres agricoles. Le terrain choisi est le Grand Canal de la basse plaine du Rhône, situé dans le Chablais vaudois, dont la source est à proximité de St-Triphon et l'émissaire est le lac Léman. Il s'agit de traiter l'impact de la pollution diffuse et/ou ponctuelle sur ce canal, de savoir s'il est véritablement pollué ou eutrophisé à certains endroits spécifiques et évaluer son statut trophique selon des conditions météorologiques différentes.

Le Grand Canal et son environnement ont été l'objet de plusieurs études à objectif différent. La plupart ont été utilisées en comparaison ou en référence dans le présent travail.

- En 1971, P. Freymond a étudié les dépôts quaternaires de la basse plaine du Rhône, dont il résulte un article intitulé *Les dépôts quaternaires de la vallée du Rhône entre St-Maurice et le Léman, d'après les résultats des sondages d'étude de l'autoroute et de l'aménagement hydroélectrique du Bas-Rhône*, in Bulletin de la Société vaudois des Sciences naturelles, Vol.71, Fasc.1.
- Récemment, Ph. Schoeneich a écrit un article sur la géomorphologie de la basse plaine du Rhône, *Une relation conflictuelle avec l'eau*, à paraître dans *Rennaz – Noville*. Celui-ci rassemble de nouvelles hypothèses quand à la sédimentation de la basse plaine du Rhône.
- Entre 1970 et 1982, la Commission Internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) a recueilli des données sur le Grand Canal.
- Le Service des eaux, Sols et Assainissement (SESA) a également des rapports sur ce sujet datant de 1987 et 1989. Des données plus récentes sur le Grand Canal (2002) ont cependant été utilisées afin de comparer les résultats.
- De 1983 à 1986, J.Bertrand, hydrogéologue effectue un travail pour Hydro-Rhône SA dans le but de déterminer les fluctuations de l'eau dans la nappe souterraine dans la zone du palier des Evouettes, en particulier dans sa dépendance vis-à-vis du Rhône, dans le but d'évaluer les impacts des aménagements du Rhône. Il s'agit de *Palier 10 – Les Evouettes, étude hydrogéologique : rapport sur l'état de la nappe d'eau*

souterraine après trois années d'étude (1983-1985). Evaluation des impacts d'un barrage sur la nappe et recommandations (1986).

- En 1989, J. Perfetta, J.-D. Pilotto et P. Durand effectuent une étude pour ECOTEC dans le but de déterminer quelles sont les causes de la baisse de rendement de la pêche dans le Grand Canal (*Baisse du rendement de la pêche dans le Grand Canal*, rapport de synthèse, juillet 1989).
- En 1996, l'ASL (Association pour la sauvegarde du Léman) effectue une campagne d'assainissement des cours d'eau appelée *Opération Rivières propres*. Celle-ci a permis d'identifier et de localiser les rejets suspects et les déchets de nombreux cours d'eau parmi lesquels figure le Grand Canal.

1.2 Problématique

Le Grand Canal, du fait de son rôle de drainage dans la basse plaine du Rhône reçoit des quantités importantes de nutriments et matière organique qui participent à son eutrophisation. Des drains, des canaux latéraux, un étang, une station d'épuration et un rejet probablement domestique y déversent leurs eaux, causant ainsi une augmentation de débit de l'amont à l'aval, donc un élargissement du canal et une pollution certainement plus accrue vers l'aval. Etant donné sa situation géographique et le nombre élevé de drains et de rejets, le Grand Canal subit des changements de débit importants et peut se présenter sous des aspects physiquement très différents selon que la période soit sèche, pluvieuse, printanière, estivale, automnale ou hivernale. Premièrement, son rôle de drainage est fortement dépendant des conditions météorologiques qui conditionnent son débit et sa capacité de drainage. Deuxièmement, il est aussi sujet aux activités anthropiques environnantes, comme l'épandage d'engrais dans un champ au printemps, des travaux sur une route, une sortie d'eau de station d'épuration ou encore un mauvais raccordement de rejet domestique. Finalement, la qualité de son eau dépendra de la relation entre ces deux facteurs réunis : les conditions météorologiques et les activités anthropiques.

Ce cadre d'étude une fois défini, trois objectifs précis découlent de ces conditions.

- Le premier est d'étudier le phénomène d'eutrophisation sous différentes conditions météorologiques, à savoir par temps froid et pluvieux, chaud, sec et ensoleillé ou moyennement pluvieux, et saisonnières (automne, hiver, printemps). Il s'agit donc d'évaluer la qualité du Grand Canal selon les conditions naturelles imposées au milieu.
- Un deuxième objectif est d'évaluer les changements de paramètres entre l'amont et l'aval, à savoir les nutriments, la charge organique, les matières en suspension et le débit. Ceux-ci devraient normalement augmenter vers l'aval du fait des nombreux apports latéraux. Des paramètres secondaires, tels l'oxygène, le pH, la conductivité, la transparence, la turbidité ou le taux de chlorophylle servent à confirmer l'impact des premiers sur la qualité de l'eau. La relation entre les différents paramètres est également étudiée.

- Le Grand Canal étant le milieu récepteur de nombreux drains en provenance des terres agricoles, de rejets non - déterminés, de rejets de stations d'épuration, ou encore du rejet d'un étang, le troisième objectif est d'évaluer leur impact sur la qualité du cours d'eau, autant en période sèche qu'après de fortes précipitations.
- Finalement, en guise de synthèse, la source de pollution diffuse principale (naturelle, agricole, domestique, ou de station d'épuration) devrait pouvoir être identifiée et assimilée à chaque secteur pollué du canal.

1.3 Situation géographique

Ce cours d'eau vaudois de la plaine du Rhône a une longueur de 15,452 km (Département des travaux publics). Il se situe dans le Chablais vaudois et prend sa source à l'Est de Collombey (VS), entre le Rhône et l'autoroute A9, plus précisément en un point situé à 342 m en amont du pont de la route cantonale R.C. 77 de Collombey à Plambuit, aux coordonnées 563 802/124 944. Il traverse les communes de Ollon, Aigle, Yvorne, Roche, Chessel et Noville avant de rejoindre le Lac Léman en traversant la zone marécageuse de La Praille en marge de la Réserve naturelle des Grangettes. Il se situe dans un espace compris entre l'autoroute et le Rhône sur tout le long de son trajet, se rapprochant parfois de l'un, parfois de l'autre. Sa trajectoire se dessine sur un axe SSE à NNW et se décompose en quatre tronçons rectilignes changeant légèrement de direction. Il se déverse dans le Lac Léman à une distance de 500 mètres environ de la côte, son embouchure étant prolongée afin de diriger les sédiments vers le large.

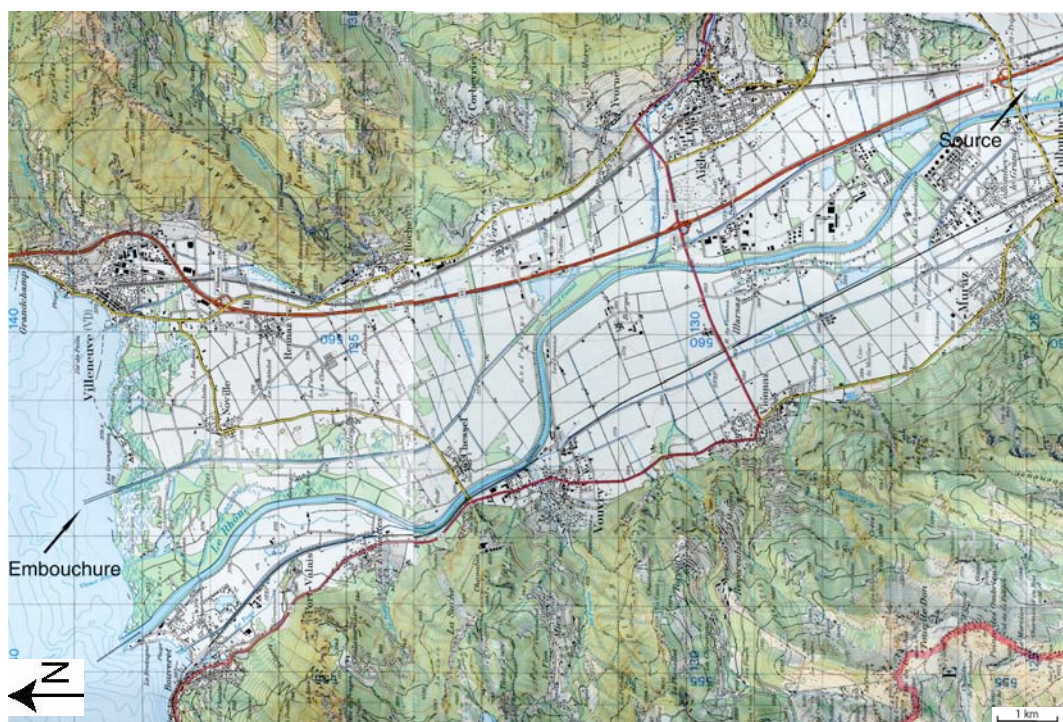


Figure 1.1 : Situation géographique du Grand Canal. Sa source et son embouchure dans le Léman sont indiquées par des flèches (Cartes nationales de la Suisse 272 et 262 au 1 :50'000)

PARTIE II

Cadre théorique

2.1 L'eutrophisation

2.1.1 Définition

Le mot « trophi », en grec, signifie « nourriture » ou « nutriments », tandis que les suffixes « oligo », « meso », « eu » et « hyper » signifient respectivement « rare », « modéré », « abondant » et « excessif ». C'est pourquoi, les mots oligotrophique, mésotrophique, eutrophique et hypertrophique ont été utilisés par les biologistes pour décrire les différents stades nutritifs d'un environnement marin ou d'eau douce. Plus généralement, ils sont utilisés pour décrire la quantité de biomasse potentiellement utilisable. On va donc d'un milieu oligotrophe à un milieu hypertrophe plus la biomasse algale augmente.

L'eutrophisation est donc généralement définie comme l'enrichissement des eaux en nutriments presque essentiellement le phosphore et l'azote qui vont favoriser la croissance des végétaux (à la fois algues et macrophytes) pour finalement induire des efflorescences microalgales (eaux colorées), des algues flottantes à la surface des eaux et des macrophytes notamment des algues sur les rivages ou sur les fonds (Menesguen, 1990 *in* Lacaze, 1996). Plus brièvement, selon Bombace (1995), l'eutrophisation est le processus d'enrichissement d'une masse d'eau en sels minéraux et en matières organiques.

Cependant, au lieu de retenir la définition *sensu stricto* de progression de l'enrichissement du milieu, on retiendra plutôt la notion d'état enrichi à un point tel qu'il en résulte des nuisances pour l'écosystème, et donc pour l'homme. Le sens du terme *eutrophisation* privilégie donc les conséquences néfastes de l'enrichissement, c'est-à-dire la production d'une biomasse algale excessive, voire déséquilibrée au point de vue biodiversité, et l'hypoxie plus ou moins sévère qui résulte de la dégradation de cet excès de matière organique. Dans un premier temps, on trouve donc le développement de phytoplancton et de macrophytes. Ensuite apparaissent les conséquences (les nuisances) de ces développements lorsqu'ils deviennent excessifs : gênes directes pour l'utilisation de l'eau ou du domaine aquatique, poussées d'espèces opportunistes toxiques, hypoxie ou anoxie du milieu.

En outre, on différencie les termes « eutrophisation » ou « eutrophisé » et « eutrophe » lorsque l'on parle d'un domaine aquatique soumis à des apports nutritifs anthropiques manifestes :

- le terme *eutrophe* est utilisé comme synonyme d'*enrichi*, sous-entendu par rapport aux conditions naturelles prévalant hors apport anthropique, pour désigner un milieu qui ne présente toutefois pas de dégradation ou de nuisance notable.
- les termes *eutrophisation*, *eutrophisé* sont utilisés pour désigner un milieu eutrophe qui a atteint un niveau d'enrichissement tel que des dégradations ou des nuisances manifestes

peuvent y être constatées (fortes désoxygénations, nuisances dues aux macroalgues, poussées intenses de phytoplancton nuisible, changements d'espèces, avec perte de biodiversité de l'écosystème, dégradation de la qualité de l'eau, formation de gaz toxiques voire indésirables tels l'hydrogène sulfuré, l'ammoniac et le méthane, etc...).

Cependant, selon certains auteurs, le terme d'eutrophisation est appliqué au premier stade d'enrichissement du milieu, tandis que le stade avancé de dégradation du milieu est défini par les termes d'*hypertrophisation* ou *dystrophisation*. Comme le précisent Frontier et Pichod-Viale (1993) (*in* Lacaze, 1996): « Une trop forte accumulation locale de biomasse n'est jamais viable. Quand elle se produit, le milieu est rapidement épuisé à la fois en oxygène et en matière nutritive minérale, de sorte que la biomasse accumulée meurt et ne tarde pas à se décomposer, utilisant le peu d'oxygène qui reste dans le milieu. Ce déséquilibre est connu sous le nom d'eutrophisation, mais on devrait en fait le nommer *hypertrophisation* ou *dystrophisation*, car il s'agit d'une désorganisation des flux de matière/énergie due à un blocage accidentel trop important de la biomasse ». A propos de ce déséquilibre écologique, Lacaze (1996) parle d'un état pathologique, car il s'agit finalement de la destruction de la flore et de la faune concernées.

Afin de faire une synthèse des différentes idées et de clarifier l'utilisation des termes dans ce travail, je propose de garder la notion des termes *eutrophe* pour un milieu enrichi en nutriments, et *eutrophisation* pour le premier stade de dégradation du milieu lorsque des nuisances y sont observées, et réserver la notion d'*hypertrophisation* ou *dystrophisation* pour le stade avancé du processus, c'est-à-dire lorsque le milieu présente une anoxie sévère, et que les populations concernées tendent à disparaître.

Finalement, il est possible de donner une définition plus précise de l'eutrophisation (suivant les Directives du Conseil des Communautés Européennes du 21 mai 1991 (91/271/CEE) relative au traitement des eaux urbaines résiduaires et du 12 décembre 1991 (91/676/CEE) relative à l'azote d'origine agricole) : il s'agit d'un « enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question », et j'ajouterais « atteignant finalement le stade d'*hypertrophisation* ».

Enfin, il ne faut pas confondre cause et conséquence : la *cause* est l'hyperfertilisation des eaux résultant de toute substance induisant l'eutrophisation (nutriments et/ou matières organiques). L'eutrophisation, *conséquence* de la *pollution* par hyperfertilisation, correspond à une forte accumulation de biomasse qui, ne pouvant être consommée (chaîne alimentaire locale) ni exportée (milieu confiné) aboutit aux troubles précités (Stirn, 1988 *in* Lacaze, 1996).

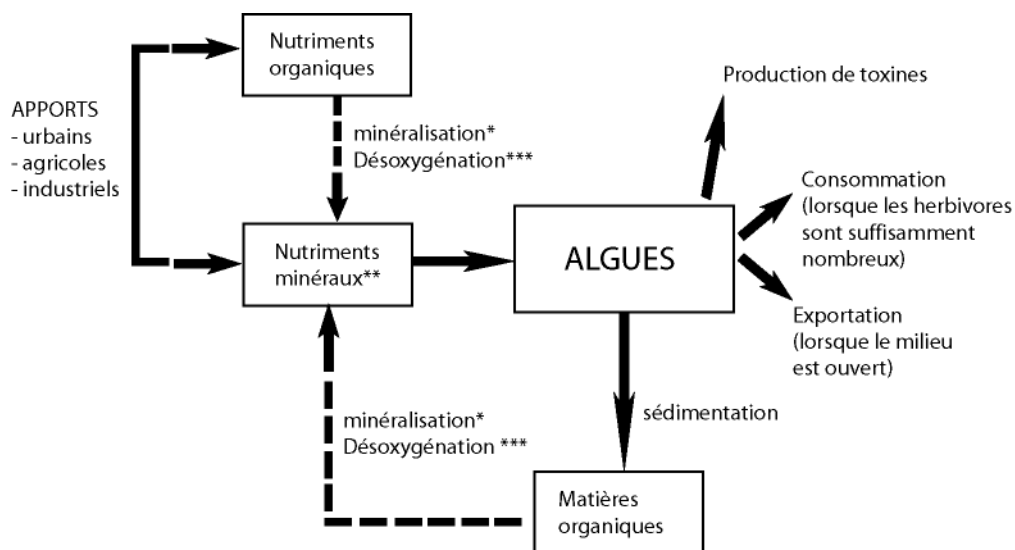
2.1.2 Le processus

Plusieurs facteurs contrôlent le processus d'eutrophisation, dont le motif central est la prolifération d'algues. Ils se présentent sous deux aspects, chimiques ou physiques. Parmi les facteurs chimiques sont compris les apports anthropiques d'éléments nutritifs, principalement l'azote et le phosphore et leur relation exercée avec le milieu, à savoir la transformation chimique des composés. Les facteurs physiques comprennent les conditions climatiques, telles que la température et la lumière, et les conditions hydrologiques, telles que le volume et le débit d'eau, le confinement du plan d'eau, les matières en suspension, la turbidité, la transparence, etc. Ces facteurs jouent chacun un rôle plus ou moins important quant à la

prolifération des algues. L'environnement physique va néanmoins influencer la transformation chimique des nutriments et leur concentration dans l'eau, d'où la vitesse d'eutrophisation. Il en résultera une certaine quantité d'oxygène à disposition pour le milieu. Les sels nutritifs entrant dans le milieu sont assimilés par les algues qui prolifèrent lentement (figure 2.1). En milieu confiné ou lorsque le plan d'eau est stagnant, les algues ne sont pas emmenées par les courants et elles s'accumulent en se décomposant par action bactérienne, celle-ci consommant de l'oxygène. Le manque d'oxygène est déjà néfaste pour la faune, cependant la décomposition se poursuit jusqu'à des situations d'anaérobiose ou anaérobiose (milieu anoxique) et la production de molécules indésirables voire toxiques telles que le gaz carbonique (CO_2), l'hydrogène sulfuré (SH_2), l'ammoniaque (NH_3) et le méthane (CH_4), et autres substances organoleptiques, responsables de mauvais goûts ou de mauvaises odeurs. Les algues comme les algues bleues (cyanophycées) peuvent également libérer des toxines néfastes pour la faune aquatique. A ce stade d'hypoxie, le milieu écologique est véritablement transformé, et l'on peut parler d'hypertrophisation. La matière organique décomposée est ensuite minéralisée par les bactéries hétérotrophes avec consommation d'oxygène et libération de sels nutritifs et de gaz carbonique. Ces sels nutritifs sont l'ammonium, le nitrite, le nitrate et le phosphate. Ainsi se poursuit la prolifération des algues : ces sels nutritifs additionnés aux sels nutritifs entrant dans le système sont à nouveau consommés par une flore grandissante.

En milieu ouvert, la prolifération des algues est moins évidente. En effet, les algues et les nutriments peuvent être emportés vers l'aval par le courant, limitant ainsi la décomposition. Les bactéries aérobie ne peuvent donc consommer tout l'oxygène et les nutriments se fixent moins dans les sédiments. En milieu aquatique sain, lorsque les herbivores sont assez nombreux, les algues sont également consommées, ce qui réduit leur décomposition.

Le schéma ci-dessous met en évidence le rôle des algues et des éléments nutritifs :



* Minéralisation de la matière organique avec consommation d'oxygène et libération de sels nutritifs et de gaz carbonique.

** Ammonium, nitrite, nitrate, phosphate.

*** La dégradation peut se poursuivre en anaérobiose avec production de molécules toxiques : SH_2 , NH_3 , CH_4 , etc.

Figure 2.1 : Conséquences de l'eutrophisation (désoxygénation, production de toxines) sur l'environnement aquatique (Lacaze, 1996)

Les nutriments participant à l'eutrophisation peuvent être de deux origines : minéraux ou organiques. Les **nutriments minéraux** sont les nitrates, nitrites, ammonium et phosphate. Les relations suivantes peuvent être établies :

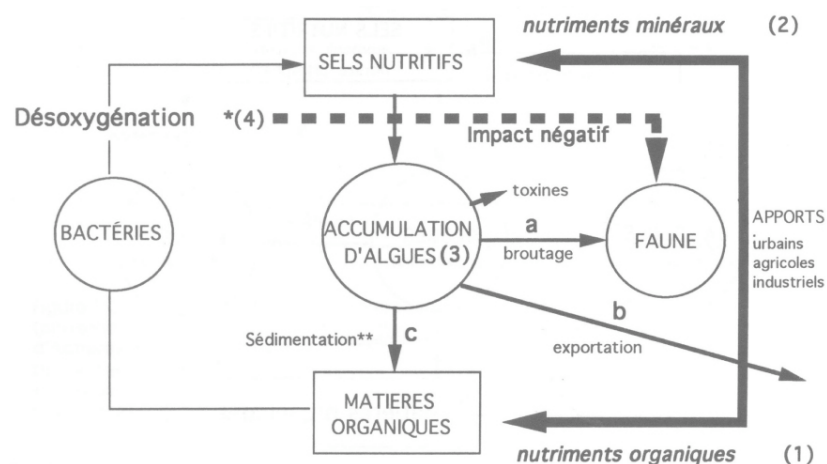
sels nutritifs _ proliférations d'algues _ matière organique algale

Les **nutriments organiques** ont deux origines (Lacaze, 1996) :

- l'apport direct constitué par la matière organique de biomasses résiduaire (rejets anthropiques : stations d'épuration, rejets domestiques, engrais de ferme) (matières dissoutes et matières en suspension). Cette matière va se minéraliser avec consommation d'oxygène et production de sels nutritifs. Lorsque les concentrations en oxygène sont basses, les bactéries anaérobies peuvent oxyder les molécules organiques sans usage d'oxygène. Les produits terminaux sont H₂S (hydrogène sulfuré), NH₃ (ammoniaque) et CH₄ (méthane). Ceux-ci sont toxiques pour de nombreuses espèces animales.
- l'apport différé, représenté par la matière organique algale qui est susceptible de se développer dans le milieu à partir des éléments nutritifs présents dans le rejet. Cet apport différé en matière organique est, en toute rigueur, un apport potentiel dont l'importance dépendra des conditions locales de développement algal (Amiot et Guillaud, 1990 in Lacaze, 1996).

Du fait des apports anthropiques en excès, les algues finissent par se développer plus rapidement que dans un équilibre écologique naturel où elles pourraient être consommées par les animaux, dispersées par les courants ou décomposées par les bactéries. Il y a donc une accumulation de biomasse algale. Dans ce cas, la décomposition algale est si conséquente qu'elle désoxygène le milieu. A un stade postérieur du cycle, l'excès de sels nutritifs induit un déséquilibre dû au dépassement des tolérances dans la possibilité de réoxygénation du milieu (anonyme, 1990 in Lacaze 1996). Il s'agit alors d'un apport différé de matière organique. Les conséquences de cette désoxygénation sont parfois fatales pour la faune habitante.

Le schéma suivant (figure 2.2) met en avant le déséquilibre du cycle des nutriments lorsqu'il y a un apport extérieur en excès.



Compartiments vivants (cercles) ou non (rectangles).

- (1) Les nutriments organiques résiduaire (*pollution organique primaire*) sont minéralisés par les bactéries, avec consommation d'oxygène (d'où désoxygénation du milieu) et libération de sels nutritifs favorisant la croissance des algues.
- (2) Les nutriments minéraux résiduaire favorisent la prolifération des algues dont certaines espèces peuvent émettre des toxines.
- (3) La biomasse algale produite peut être : a) broutée par les herbivore

- b) exportée si le milieu est ouvert
 c) sédimentée sur le fond. La matière organique algale constitue alors une *pollution organique secondaire*.
- (4) En fin de compte on aboutit à une désoxygénation (hypoxie, voire anoxie du milieu) avec une action sévère sur la faune, allant parfois même jusqu'à l'élimination des espèces (milieu azoïque). Dans tous les cas on observe une chute de la biodiversité.
- * En cas d'anaérobiose production de molécules toxiques (CH₄, NH₃, SH₂) défavorables à la faune.
 ** Décomposition de la matière organique algale.

Figure 2.2 : Cycle simplifié des éléments nutritifs. Apports nutritifs en excès (Lacaze, 1996)

Les figures 2.1. et 2.2. schématisent les processus d'eutrophisation, preuves d'un déséquilibre écologique causé par les nutriments en excès. En cas d'équilibre écologique (figure 2.3), les nutriments, intégrés à la biomasse organique ont un cycle naturel qui passe d'un maillon à l'autre de la chaîne alimentaire avec un rendement assez faible et donc un retour partiel au milieu, à chaque transfert, par le biais de l'excrétion. Ainsi une partie des éléments nutritifs est restituée au milieu sous leur forme minérale primitive, notamment ammonium et phosphate. L'excrétion et la mort des organismes vivants génère également des formes nouvelles : les formes organiques particulières détritiques et les formes organiques dissoutes. Celles-ci sont décomposées par les bactéries (décomposeurs) qui libèrent par cette action les sels nutritifs.

De manière simplifiée, les nutriments sont assimilés par les algues, ingérés par la faune (par le broutage), excrétés et décomposés en matières organiques par les décomposeurs, puis minéralisés par les bactéries hétérotrophes, sans lesquelles le cycle ne se refermerait pas. L'activité de ces bactéries consiste en effet à utiliser la matière organique du milieu environnant comme source de nourriture et d'énergie. C'est au cours de ce processus que s'opère la minéralisation de la matière organique, c'est-à-dire la régénération des formes minérales primitives d'où est issue la biomasse.

La figure 2.3 schématise le cycle naturel des nutriments. Ce dernier ne peut fonctionner correctement que dans des conditions d'équilibre écologique. Lorsque des nuisances sont constatées, c'est que les limites de tolérance sont dépassées.

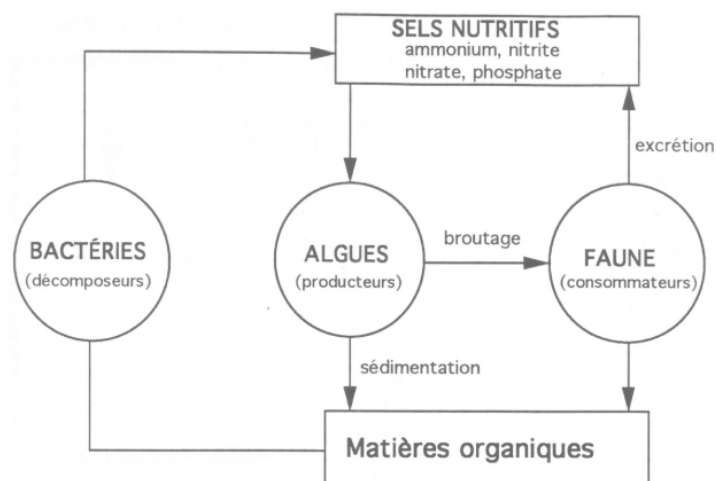


Figure 2.3 : Cycle simplifié des éléments nutritifs. Équilibre écologique (Lacaze, 1996)
 Compartiments vivants (cercles) ou non (rectangles).

En milieu naturel, la chaîne alimentaire de la biomasse (végétale et animale) passe par des niveaux trophiques diminuant généralement d'importance : les producteurs sont mangés par

les herbivores, mangés eux-mêmes par les carnivores en plus petite quantité (consommateurs). Dans un milieu aquatique, la chaîne alimentaire est similaire : la figure 2.4 représente la biomasse, exprimée en grammes par mètre carré, des différents niveaux trophiques dans un lac. Elle serait beaucoup plus difficile à établir exactement pour une rivière, qui est un milieu ouvert, mais elle aurait même allure (Fellrath, 1980). En milieu aquatique, les producteurs sont les algues, les plantes aquatiques et leur phytoplancton ; les consommateurs primaires sont le zooplancton herbivore ; secondaires, le zooplancton carnivore ; et tertiaires, les petits et plus gros poissons.

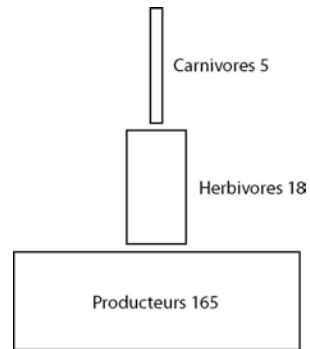


Figure 2.4 : Pyramide de la biomasse (chaîne alimentaire). (Fellrath, 1980)

A cette pyramide s'ajoutent les décomposeurs (bactéries, champignons): on parle alors de chaîne alimentaire. Ces derniers détruisent la matière organique formée par les organismes morts et leurs détritiques, et produisent des sels minéraux. Ils sont ensuite ingérés par les organismes unicellulaires (producteurs) qui eux-mêmes seront mangés par les consommateurs. Ces derniers vont excréter de la matière organique servant de nourriture aux décomposeurs, ou alors mourir et se décomposer. La figure 2.5 schématise ces propos pour un milieu ouvert. Dans une rivière propre, les producteurs et consommateurs prédominent. Dans une rivière polluée, ce sont les décomposeurs qui forment la plus grosse masse. En cas de très forte pollution, producteurs et consommateurs peuvent même disparaître tout à fait.

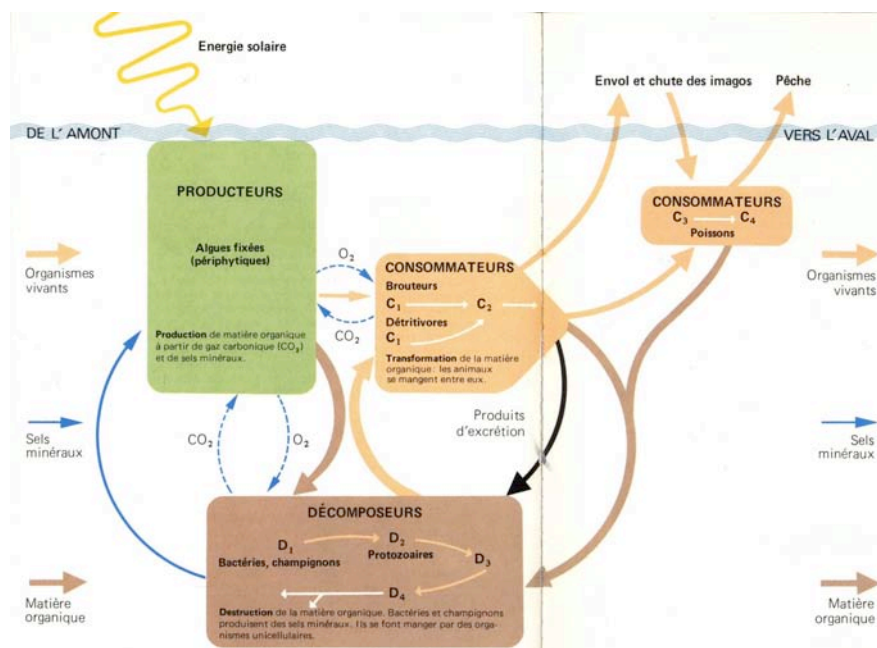


Figure 2.5 : Cycle de la matière dans un cours d'eau. (Fellrath, 1980)

2.2. Les nutriments

Dans une eau naturelle, plusieurs nutriments sont indispensables à la vie aquatique. Ceux-ci sont généralement divisés en deux groupes (EFMA, 1997) : les nutriments principaux, à savoir, phosphore (P), azote (N), potassium (K), oxygène (O), hydrogène (H) et carbone (C) ; et les nutriments secondaires, à savoir soufre (S), calcium (Ca), magnésium (Mg), chlore (Cl) et sodium (Na). Tous sont indispensables à la vie végétale. Parmi les nutriments principaux, certains sont disponibles dans l'eau (H et O) et dans l'air (O et C). L'azote, le phosphore et le potassium, au contraire, peuvent ne pas être en quantité suffisante pour la production algale ou végétale dans un écosystème terrestre, bien qu'ils proviennent de la matière organique et des sols minéraux. Dans ce cas, ils constituent un facteur limitant. C'est pourquoi, en agriculture, l'addition de ces nutriments sous forme d'engrais fertilisants est indispensable en période de mise en culture, autant pour la période de croissance que pour compléter les réserves des sols après les récoltes.

En plus des nutriments secondaires, également indispensable à la croissance des plantes, il existe des micro-nutriments, tels le fer (Fe), le zinc (Zn), le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le molybdène (Mo), le bore (B) et le cobalt (Co). En raison de leur participation infiniment minime à l'eutrophisation, les nutriments secondaires et micro-nutriments ne sont pas pris en considération dans cette étude. Seul le sulfate, ion minéral appartenant au cycle du soufre (nutriment secondaire), est étudié en raison de sa présence étonnement quantifiable et de son utilisation possible dans les engrais en addition de l'ammonium et des nitrates.

Le phosphore et l'azote sont les seuls nutriments considérés en rapport avec l'eutrophisation. Cela est dû à trois raisons :

- ils appartiennent au groupe des nutriments principaux indispensables à la croissance végétale ;
- contrairement aux autres nutriments principaux toujours disponibles dans l'eau et l'air, la quantité d'azote et de phosphore est liée à la nature des terrains traversés (ainsi que le potassium) ;
- l'eutrophisation est le plus souvent liée à un apport anthropique en excès de phosphore et d'azote, dû à la présence de terres agricoles, de rejets de stations d'épuration ou d'effluents domestiques. Toutefois, un lac ou étang, qui accumule des matières nutritives au long des siècles, est naturellement voué à la mort par eutrophisation, ce phénomène étant d'abord un fait naturel.

De manière générale, la proportion de ces deux éléments nutritifs dans l'eau, en présence de lumière, limite ou favorise la croissance de la biomasse. Dans une eau naturelle, ces sels nutritifs ne sont donc pas polluants. Ils le deviennent et sont néfastes pour la vie aquatique lorsqu'ils sont en excès. Cependant, avant de considérer la présence de ces éléments dans l'eau, il est important de connaître leur cycle à l'échelle terrestre.

Cycle naturel de l'azote

L'azote est un des constituants majeurs de l'atmosphère : il constitue environ les quatre cinquièmes de l'air atmosphérique (Lacaze, 1996). Il se présente donc d'abord sous forme gazeuse. Combiné avec l'eau (H₂O), il se transforme en ammonium (NH₄⁺) et nitrates (NO₃⁻) lors de précipitations atmosphériques. Il se fixe ainsi dans la végétation, assimilé par les plantes et synthétisé dans les protéines végétales. A la base de la chaîne alimentaire, les

plantes sont digérées par les animaux qui transforment les protéines végétales en protéines animales. La putréfaction des végétaux ou d'animaux morts, ainsi que, de leur vivant, l'élimination d'urine ou d'excréments apportent de grandes quantités d'azote organique. Cet azote est soit réabsorbé par les plantes, soit réduit par les micro-organismes (bactéries anaérobies et champignons) en nitrite (NO_2^-), soit encore minéralisé en ammoniac (NH_3) ou en sels d'ammonium (NH_4^+), ce dernier finalement nitrifié par les bactéries en nitrite. Le nitrite est ensuite également nitrifié pour atteindre la forme de nitrate (NO_3^-) : cette forme correspond au degré d'oxydation maximum et donc à la plus grande stabilité. C'est donc le plus souvent sous la forme de nitrate qu'apparaît l'azote dans l'eau, où les bactéries jouent rapidement leur rôle. Le nitrate en condition favorable (réduites) est ensuite dénitrifié par des bactéries dénitrifiantes pour retourner au stade initial d'azote moléculaire (N_2) sous forme gazeuse.

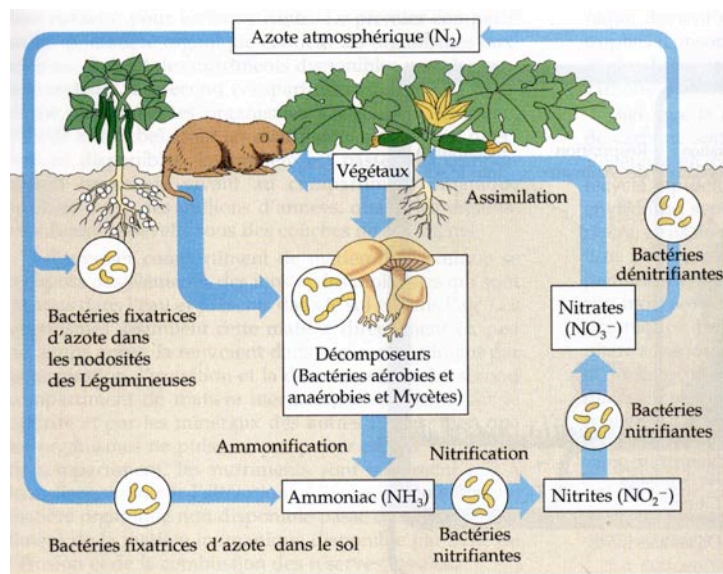


Figure 2.6 : Cycle de l'azote (Richard, 1995)

Cycle naturel du phosphore

Contrairement à l'azote, le phosphore n'apparaît pas dans l'atmosphère ; il n'a donc pas de phase gazeuse. Son cycle est uniquement sédimentaire, et sa forme minérale naturelle est uniquement celle de ses gisements, le phosphate. Il se trouve donc dans les sols et les sédiments, le terme ultime de son parcours étant la mer. Appartenant tout d'abord dans la biosphère, à savoir dans la végétation et les animaux, il se retrouve dans la putréfaction des corps morts, dans les urines et excréments sous la forme de matière organique (P_2O_5). Ensuite minéralisé dans les sols, il est immobilisé par les bactéries sous la forme d'ortho-phosphates (H_2PO_4^-) (phosphate inorganique). Il peut être ensuite réabsorbé par la végétation par l'intermédiaire des racines pour apparaître à nouveau dans les deuxièmes et troisièmes maillons de la chaîne alimentaire, les herbivores et carnivores, et être excrété sous la forme organique. Les roches et minerais comme l'apatite sont les réservoirs principaux du phosphate inorganique. Ce dernier est alors détaché pour entrer dans le cycle actif lors d'activités anthropiques telle l'excavation de mines ou de carrières, ou lors d'évènements naturels climatiques par météorisation, lessivage ou érosion.

Il est souvent admis que le cycle naturel du phosphore montre dans beaucoup d'écosystèmes un déséquilibre au printemps : les quantités en circulation sont plus importantes qu'à d'autres périodes de l'année (Watts, 1971). De façon plus conséquente, ce sont les activités humaines qui modifient également le cycle.

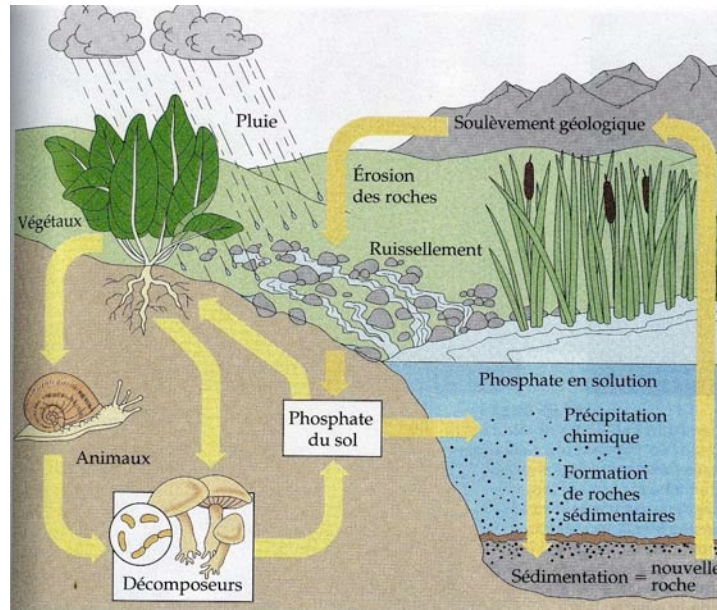


Figure 2.7 : Cycle du phosphore (Richard, 1995)

Du fait des différences existant entre les cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, les apports de ces deux éléments n'ont pas tout à fait les mêmes conséquences sur les écosystèmes aquatiques. Il ne faut donc point confondre les comportements de l'azote sous forme de nitrate et du phosphore sous forme de phosphate, ni les pollutions réciproquement engendrées, et encore moins les mesures qu'il convient de prendre à leur rencontre. Le tableau 2.1 souligne à cet effet les différences principales entre les cycles de l'azote et du phosphore.

	Azote	Phosphore
Etat	Plusieurs formes. Surtout abondant à l'état moléculaire gazeux	Une seule forme minérale : le phosphate
Cycle	Une boucle entre la biosphère et l'atmosphère	Pas de boucle Un système ouvert
Comportement dans les sols et les sédiments	Très mobile	Fortement retenu
Origine des apports	Effluents agricoles (ils ont un rapport N/P élevé, supérieur à 10 donc P limitant)	Effluents domestiques (Ils ont un rapport N/P faible, inférieur à 7 donc N limitant)
Moyen de lutte	Nitrification	Déphosphatation
Vitesse de minéralisation	Lente (plusieurs étapes bactériennes)	Rapide (phosphatase acide)
Toxicologie	Danger du nitrite et de l'ammoniac	Pas de toxicité
Type de pénurie	Difficulté d'assimilation d'un élément surabondant	Rareté effective
Rôle dans l'eutrophisation	Important (lorsque rapport N/P faible inférieur à 7 : <u>N limitant</u>)	Important (lorsque rapport N/P élevé supérieur à 10 : <u>P limitant</u>)

Tableau 2.1 : Différences entre les cycles de l'azote et du phosphore (Lacaze, 1996)

Comme nous l'avons vu, les cycles de l'azote et du phosphore font partie des maillons de la chaîne alimentaire naturelle. Pour permettre un cycle naturel équilibré des nutriments, il faut donc un équilibre écologique général.

Dans le milieu aquatique, pour entrer dans la chaîne alimentaire, donc pour être assimilés par les algues, les éléments nutritifs doivent être présents sous la forme minérale, telle que *nitrate*, *nitrite*, *ammonium* ou *phosphate*, dans le cas du phosphore. L'assimilation par les plantes génère de l'azote et du phosphore organique particulaire vivant, c'est-à-dire des éléments nutritifs intégrés à la biomasse.

Le stockage du phosphore dans les sédiments est un élément important à prendre en compte dans la vitesse d'eutrophisation. En conditions oxydantes habituelles, une grande partie du phosphore est stockée dans les sédiments. Toutefois ils peuvent brusquement relarguer des quantités importantes de phosphore minéral si le milieu devient réducteur. De même, lorsqu'il y a réduction des apports continentaux, il faut tenir compte d'un plus long temps de retour à la situation oligotrophe (Lacaze, 1996).

Nous noterons finalement que la vitesse de reminéralisation du phosphore organique est plus rapide que celle de la reminéralisation de l'azote organique (cette dernière nécessite obligatoirement la voie bactérienne et demande plusieurs étapes successives). Ainsi des phosphatases végétales peuvent rapidement, à la mort des algues phytoplanctoniques, détacher les groupes phosphates des molécules organiques, larguant une quantité de phosphore plus importante dans l'eau.

2.3 Les différents paramètres d'étude et leur relation

Les paramètres étudiés dans ce chapitre sont tous en relation plus ou moins directe ou indirecte avec le thème de l'eutrophisation. Afin de les étudier de manière méthodologique, ceux-ci sont séparés en trois classes: paramètres physiques, chimiques (nutriments, composés du carbone contenu dans l'eau, pH et oxygène dissous) et biologiques.

2.3.1 Paramètres physiques

Température

La température de l'eau, mesurée en degrés centigrades, varie premièrement en fonction de la température de l'air, à savoir des variations au cours de l'année. Elle varie aussi en fonction de la colonne d'eau, se refroidissant vers la profondeur. Une variation de la température à partir de la source est également connue : celle-ci augmente vers l'aval pendant les périodes estivales et diminue pendant les périodes hivernales, en fonction des différentes situations rencontrées dans la descente : ensoleillement, altitude, vitesse, profondeur, relation avec la nappe phréatique...tous sont des facteurs pouvant impliquer une augmentation ou une diminution de la température en un endroit spécifique du cours d'eau, variation de la température naturellement répliquée vers l'aval.

La figure 2.8 souligne l'amplitude de la variation de température au cours de l'année pour un cours d'eau de montagne. L'amplitude de la variation de température, d'abord faible au niveau des sources, s'accroît fortement à un ou deux kilomètres pour finalement atteindre quelques 15 degrés centigrades. Cette amplitude soulignant les fortes différences de température entre l'hiver et l'été est donc plus importante à l'aval : cela démontre l'importance des facteurs extérieurs telle la vitesse de l'eau, l'ensoleillement, l'altitude, la profondeur, etc...Les graphiques soulignent également une augmentation de température de l'amont vers l'aval durant les mois d'été, à savoir mai, juin, juillet et août, ainsi qu'une diminution de la température de l'amont à l'aval durant les mois d'hiver (janvier et février). Au printemps, la fin du mois de mars, début avril est la période où la variation de température de l'amont à l'aval est la moindre ; en automne, il s'agit de la fin du mois de novembre, début décembre : les températures stabilisent entre 8 et 9°C.

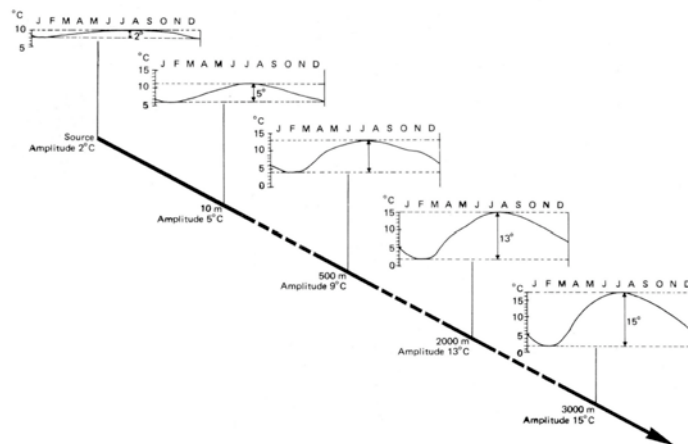


Figure 2.8 : Variation de la température de l'eau au cours de l'année (Fellrath, 1980)

La température a une forte influence sur les habitants des cours d'eau. Ceux-ci sont en effet appelés *poïkilothermes*, autrement dit des organismes à température variable : ils ont pratiquement la température de l'eau. Cependant certains peuvent s'adapter à des changements de température, d'autres y succombent. La température joue donc un rôle important quant à la répartition des espèces. Elle ne devrait pas dépasser 15 °C en hiver et 21 °C en été pour les rivières à salmonidés et 26 °C pour les rivières à cyprinidés (SPE, 1997).

La vitesse du métabolisme des organismes est notamment influencée par la température. En effet, l'activité bactérienne double si la température s'élève de 10 °C, pour autant qu'elle ne dépasse pas 25 à 30 °C.

La température est également un facteur important qui régit le comportement des animaux. Enfin, elle influe sur la solubilité des gaz et des sels minéraux. De manière générale, plus la température augmente, moins les gaz tels l'oxygène, le gaz carbonique et le soufre sont solubles. L'oxygène, en particulier est le gaz qui subit le plus grand déficit en température élevée.

Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension, ou autrement dit, matières insolubles totales, comprennent la totalité des matières minérales et organiques se trouvant dans les eaux de surface sous forme de particules (DFI, 1983). La matière biologique, ou organique comprend les algues, bactéries et débris biologiques, tandis que les particules inorganiques, ou minérales comprennent des minéraux argileux, des oxydes et hydroxydes, et des carbonates. La taille de ces particules varie, s'étendant sur plusieurs ordres de grandeur avec des diamètres $\leq 0.1 \mu\text{m}$ jusqu'à plusieurs mm (figure 2.9). Parmi les particules de petite taille sont les colloïdes. Ceux-ci sont capables d'adsorber toutes sorte de ions et augmenter ainsi la solubilité apparente de certains composés et faciliter leur transport. Ces colloïdes, dans les eaux superficielles et peu profondes sont surtout composés par des polysaccharides, donc issus d'une activité biologique. Dans les eaux plus profondes (forages, tunnels), c'est plutôt la matière minérale qui domine. Les réactions de surface sont motivées par la présence des particules ; elles sont relativement proportionnelles à la surface spécifique des particules, mais inversement à leur diamètre, c'est-à-dire que de petites particules en très faible quantité peuvent jouer un rôle fondamental quant aux réactions de surface.

Les particules en suspension varient principalement selon les conditions pluviométriques: de fortes précipitations provoquant un ruissellement plus intense sur les terres induit une plus grande quantité de matières en suspension dans les cours d'eau. Cela se constate généralement après un orage par une opacité des eaux plus marquées : celles-ci ont une teinte plus brunâtre. Elles ont donc un lien direct avec la turbidité. La nature des terrains traversés, la saison, l'existence de travaux, de rejets, etc. sont également des facteurs influençant les quantités de matière en suspension.

L'ordonnance fédérale sur le déversement des eaux usées ne mentionne aucune norme limite quant à la quantité de matières en suspension (ODE, 1983). Par contre, elle stipule que ces eaux ne doivent pas produire de boues. Il suffit, pour cela, d'en juger par un examen visuel sur place. Des teneurs trop élevées en MES peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et limiter alors le développement de la vie aquatique en créant des déséquilibres entre les diverses espèces. L'asphyxie des poissons par colmatage des branchies est souvent la conséquence d'une teneur trop élevée en matières en suspension.

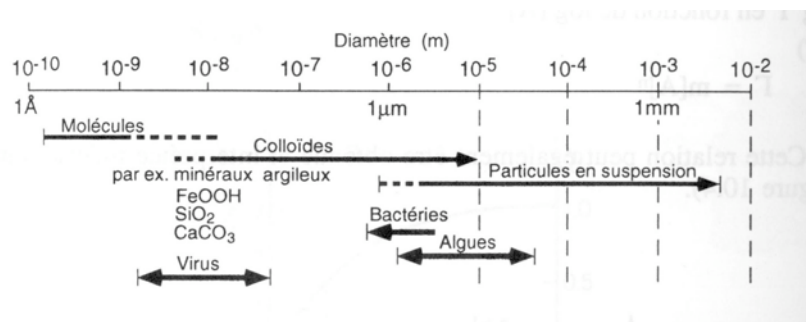


Figure 2.9 : Spectre de taille des particules dans les eaux naturelles (Sigg et al., 1992)

Conductivité électrique de l'eau et salinité

La conductivité électrique donne une indication sur la quantité des ions (sels) présents dans la solution, ou autrement dit sur sa minéralisation. La conductivité est en conséquence directement liée à la salinité, vu que ce sont les ions de la solution qui sont conducteurs. C'est donc une mesure de la teneur globale en électrolytes d'une solution, ou plutôt de la relation entre la teneur en sels dissous d'une eau et la résistance qu'elle oppose au passage du courant électrique. En additionnant approximativement toutes les concentrations en éléments majeurs d'une eau (anions, cations) en mg/l, on peut calculer la quantité de matière dissoute (TDI, « total dissolved ions »). La conductivité est exprimée en micro-Siemens par cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ce qui constitue l'inverse de la résistivité exprimée en ohm/cm et à une température de 20 °C.

La conductivité d'une eau est basse lorsque sa viscosité est élevée. Elle est notamment variable en fonction de la température : elle augmente beaucoup lorsque la température s'accroît. Par exemple, ci-dessous sont données les valeurs de conductivité (K) pour une solution 0.01N de KCl à différentes températures (T) :

T : °C	0	5	15	20	25
K : $\mu\text{S}/\text{cm}$	776	896	1147	1278	1413

Tableau 2.2. : Conductivité en fonction de la température (Tardat-Henry, 1992)

Ce phénomène s'explique par le fait que la mobilité des ions augmente à cause de la diminution de la viscosité.

La valeur théorique d'une eau pure est : $K = 3.6 \times 10^{-2} \mu\text{S/cm}$. Une eau de consommation a une conductivité comprise entre 20 et 200 $\mu\text{S/cm}$, selon ses teneurs en sels dissous.

Dans un cours d'eau, nous pouvons considérer qu'une conductivité d'environ 200 $\mu\text{S/cm}$ représente une minéralisation faible. Entre 200 et 600 $\mu\text{S/cm}$, nous avons une minéralisation moyenne. De 600 à 1000 $\mu\text{S/cm}$ la minéralisation est importante. A plus de 1000 $\mu\text{S/cm}$ la minéralisation est considérée comme excessive (SPE, 1997). Lorsqu'une eau est chargée en sels dissous (nitrates, phosphates...), la solubilité des gaz comme l'oxygène diminue, et la salinité est donc élevée. Cela traduit le degré de pollution. Une eau fortement polluée montre donc un pourcentage de saturation en oxygène nettement inférieur à 100.

Transparence

L'eau est un liquide transparent, mais sa transparence dépend de la longueur d'onde de la lumière qui la traverse (Dussart, 1996). Dans les eaux naturelles, la transparence est un critère mesurable en ne considérant que l'ensemble des radiations composant la lumière du jour. Si l'ultra-violet passe bien, l'infra-rouge ne pénètre qu'à peine. C'est pourtant l'infra-rouge qui est porteur de chaleur (radiation thermique) et qui active la photosynthèse. Moins l'eau est transparente, plus la photosynthèse est ralentie : l'infra-rouge est donc moins adsorbé lorsque l'eau est turbide. Dans une eau pure, il est au contraire adsorbé avant les autres composants de la lumière, tandis que l'ultra-violet est adsorbé en dernier.

L'ordonnance sur le déversement des eaux usées stipule que le déversement d'eaux usées ne doit pas produire de turbidité dans les cours d'eau récepteurs. L'examen visuel sur place suffit en règle générale. S'il y a lieu de faire des comparaisons, deux méthodes sont utilisables afin d'obtenir des valeurs interprétables (c.f. partie IV).

Turbidité

La turbidité est une valeur mesurée afin de donner une idée approximative de la qualité physique de l'eau : il n'y a pas de relation directe avec les matières en suspension. La turbidité dépend de variables telles que la taille, la forme et les propriétés de réfraction des particules. Elle résulte donc de la dispersion et de l'absorption de la lumière par les particules de matière en suspension. Plus la quantité de matière en suspension est élevée, plus il y a donc des chances que la turbidité soit élevée.

2.3.2 Paramètres chimiques

A) Les nutriments minéraux

Phosphore total (P) et orthophosphates (PO_4^{3-})

La présence d'éléments phosphorés dans l'eau est liée à la nature des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Le phosphore présent dans les cours d'eau peut être subdivisé en (G.Rey-Bellet SA, 2001) :

Fraction dissoute ($< 0.4 \mu\text{m}$) : subdivisée en une fraction inorganique formée par les orthophosphates (forme prépondérante dans la fraction dissoute) et polyphosphates inorganiques, et une fraction organique (à l'état colloïdal).

Fraction particulaire ($\geq 0.4 \mu\text{m}$): phosphore organique particulaire, phosphore inorganique particulaire apatitique ou non apatitique (lié à la famille des minéraux de l'apatite, qui n'est pas mobilisable puisque pratiquement insoluble dans les eaux naturelles).

Seul le phosphore inorganique directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. Les algues ne peuvent assimiler que des formes dissoutes du phosphore (ou se transformant en formes dissoutes). La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique. Cependant, tout le phosphore inorganique n'est pas directement assimilé par les plantes : quelques petites quantités peuvent être immobilisées par les microorganismes qui l'utilisent comme nourriture, souvent au détriment des plantes. Toutefois, les plantes assimileront ces quantités lorsque ces organismes seront morts et décomposés (Watts, 1971).

Le phosphate inorganique comprend principalement les orthophosphates assimilés par les plantes, ainsi qu'en plus faible quantité et selon les conditions externes les polyphosphates cycliques fortement alcalins, le phosphate dans des roches et minerais sous forme d'apatites, des engrais phosphatés préparés à partir de ces minerais, des métaphosphates utilisés dans les détergents, des polyphosphates employés dans les eaux de chaudière comme adoucisseurs et inhibiteurs de corrosion. Cependant les polyphosphates précipitent rapidement en orthophosphates. Leur quantité est donc souvent minime.

Olsen (1964, *in* Dussart, 1996) a montré que les sédiments jouent un rôle d'échangeur de phosphore et peuvent servir de réservoir de phosphates assimilables. Il en conclut que l'absence de phosphore soluble dissous dans l'eau n'a de signification que dans la mesure où le phosphore ne se trouve pas sous une forme momentanément bloquée dans le fond. Il faut en déduire que les quantités d'orthophosphates dissous mesurées dans un milieu où il y a sédimentation sont certainement plus basses que les quantités réellement à disposition des algues et des plantes aquatiques. Dans de telles conditions, seule l'estimation du phosphore total peut avoir quelque signification.

Le phosphate organique peut avoir plusieurs origines : il se trouve dans la matière vivante, à savoir les os, l'urine, les organes. Les eaux, les alluvions et les boues contiennent des phosphores organiques variés. Associé à l'azote des nitrates, cet élément nutritif est parfois considéré comme le facteur limite de l'eutrophisation (à l'état soluble et assimilable, le phosphore est relativement moins disponible que les autres éléments essentiels).

Les phosphates des engrais (minéraux ou organiques) se fixent mieux dans le sol que les nitrates : ils sont donc moins facilement entraînés par le ruissellement. Pourtant la source la plus importante de phosphore semble être le lessivage des sols (Dussart, 1966).

Ammonium (NH_4^+), nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-)

Ces éléments minéraux sont différents composés de l'azote.

L'ammonium traduit habituellement un processus de dégradation incomplet de la matière organique. L'origine de l'azote ammoniacal dans les eaux superficielles peut être la matière végétale des cours d'eau, la matière organique animale ou humaine, les rejets industriels (engrais, etc.). En général, la présence d'ammoniac en grande quantité dans des eaux naturelles est un indice de pollution (Dussart, 1966).

Les nitrates proviennent souvent de la nitrification de l'azote organique, mais il se peut qu'ils soient en liaison avec la teneur en nitrates de terrains traversés. Si des engrais chimiques peuvent participer à l'enrichissement en nitrates des eaux superficielles, ils proviennent plus particulièrement de rejets de drains agricoles, de collectivités, de certaines industries et de zones d'élevage. Sur terrains agricoles, le nitrate ajouté par les engrais subit la minéralisation en nitrites et ammonium et est absorbé par les plantes. Après les récoltes, la minéralisation dans les sols continue et il en résulte un appauvrissement en nitrate au début de l'été. Le nitrate peut également être détruit par des bactéries dénitrifiantes et retourner à une forme gazeuse dans l'atmosphère (dénitrification).

Les nitrites présentent souvent de faibles teneurs dans les eaux naturelles. Soit qu'ils proviennent d'une oxydation incomplète de l'ammonium, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction de nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante (minéralisation). Dans ce dernier cas, elles apparaissent quand le potentiel redox atteint la valeur $E = 0.40$ à 0.45 volts.

L'azote nitrique et ammoniacal contenu dans l'eau de pluie participe aussi à augmenter les quantités connues dans les eaux superficielles. Ruttner (1963, *in* Dussart, 1966) estime à 0.36 mg/l la quantité d'azote nitrique et ammoniacal qu'une eau de pluie contient. L'azote de l'air notamment se dissout dans l'eau et approvisionne cette dernière en azote.

Sulfate (SO_4^{2-})

Le sulfate est également assimilable par les plantes, mais n'est généralement pas considéré comme minéral majeur à l'eutrophisation. Cependant, il fait partie des nutriments secondaires et est parfois utilisé comme engrais avec l'ammonium et le nitrate. La concentration en ions sulfate dans les eaux naturelles est très variable. Dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfates minéraux, elle peut atteindre 30 à 50 Smg/l. Cependant, ce chiffre peut être largement dépassé dans des zones à gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé (environ 300 Smg/l) (SPE, 1997).

Le sulfate prend son origine dans le cycle biogéochimique naturel du soufre. Le soufre est une forme soluble et se présente sous forme gazeuse dans l'atmosphère (H_2S) issu de la combustion fossile, des éruptions volcaniques, de la décomposition organique et des pollutions d'origine industrielle. Il s'y trouve également sous forme d'oxyde de soufre (SO_2). Dans la partie sédimentaire du cycle, le soufre est minéralisé en sulfates à partir de la matière organique par les micro-organismes ($\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{S} \rightarrow \text{SO}_4$). Il est ensuite réduit en sulfides, et peut être oxydé par les bactéries en composé inorganique. Il sert alors à la combustion fossile et se trouve dans le réservoir du bedrock. Les composés se trouvant dans le sol et emportés par le

ruissellement et la météorisation du sol sont les sulfates et sulfides. Ce n'est que sous la forme de sulfates que les plantes peuvent assimiler ce minéral.

B) Les composés du carbone contenu dans l'eau, pH et oxygène dissous

Carbone organique

Les paramètres étudiés sont le carbone organique total (TOC), le carbone organique particulaire (COP) et le carbone organique dissous (COD). Le carbone organique total est égal à la somme du carbone organique particulaire et du carbone organique dissous : $TOC = COP + COD$.

Les nutriments organiques se trouvant dans les eaux ont deux origines (Lacaze, 1996) :

- l'*apport direct* constitué par la matière organique de biomasses résiduelles (rejets anthropiques : stations d'épuration, rejets domestiques, engrais de ferme) (matières dissoutes et matières en suspension).
- l'*apport différé*, représenté par la *matière organique algale* qui est susceptible de se développer dans le milieu à partir des éléments nutritifs présents dans le rejet.

L'origine des composés organiques est donc liée aux activités humaines industrielles et agricoles et aux activités biologiques. Le dosage du carbone organique donne donc une indication précieuse sur les composés organiques fixes ou volatils, naturels ou de synthèse, présents dans l'eau. Son intérêt est important pour suivre l'évolution d'une pollution organique dans les milieux aqueux, de même que pour confirmer un cas d'eutrophisation.

Le carbone est un composé chimique qui a un cycle biologique à l'échelle terrestre. Il trouve son origine à partir du gaz carbonique, CO_2 , gaz naturel appartenant à l'atmosphère terrestre. Dans son cycle biologique, le carbone s'accumule en une quantité croissante de réserves fossilisées au cours des temps géologique (pétrole, houilles, tourbes, etc.). On le trouve donc dans l'air, en quantités déterminées entre 0.033% et 0.044%. Dans l'eau, le gaz carbonique est soluble. Son coefficient de solubilité est voisin de 1 et dépend fortement de la température de l'eau. Plus l'eau est chaude, moins le gaz carbonique est soluble:

	Température	% de solubilité	% de solubilité
Dans l'air.....		0.033	0.044
Dans l'eau.....	à 4 °C	0.94	1.26
	à 10 °C	0.76	1.02
	à 20 °C	0.56	0.74

Tableau 2.3 : Solubilité du gaz carbonique (Dussart, 1966)

Dans l'eau pure, le gaz carbonique se laisse dissoudre à raison de 0.6 mg/l à température ordinaire d'environ 20 °C. Dans les eaux naturelles, le gaz carbonique se trouvant le plus souvent en présence de sels minéraux alcalins et alcalino-terreux, se combine à eux pour former des bicarbonates et des carbonates. Ainsi les bicarbonates de métaux alcalins et alcalino-terreux forment ce qu'on appelle un tampon, c'est-à-dire qu'ils maintiennent un degré d'acidité relativement constant dans l'eau.

Dans l'eau, le gaz carbonique à l'état libre (CO_2) ne se trouve qu'en toute petite quantité. En fonction du pH de l'eau, il se trouve sous différentes formes combinées avec les sels minéraux présents dans l'eau. Entre un pH de 6.4 à 10.25, c'est plutôt sous forme de bicarbonate

réservoir de dioxyde de carbone. Les autotrophes aquatiques peuvent utiliser directement le trioxocarbonate dissous comme source de carbone.

Dans des cas où la quantité de CO₂ formé excède considérablement les possibilités de dissolution ou de réaction, il y aura sursaturation : en surface apparaissent des bulles de dégazage contenant une forte proportion de CO₂, c'est le gaz à l'eau. Dans les sédiments profonds, une quantité importante de CO₂ sera alors retenue. Ces conditions apparaissent dans les cas d'un bassin hypertrophié.

Finalement, les composés organiques contenus dans les eaux naturelles vivantes proviennent non seulement du produit de la dissolution des roches et du gaz de l'atmosphère mais aussi des substances entraînées par le lessivage des sols et surtout des résultats du métabolisme des organismes qui vivent en leur sein. Les sources principales de CO₂ disponible dans le milieu aquatique sont (Dussart, 1966):

- les **eaux de pluie** qui se chargent de CO₂ au cours de leur passage dans l'atmosphère ;
- la **dissolution des carbonates** insolubles par suite des modifications de pH du milieu ;
- la **décomposition anaérobie** des hydrates de carbone au niveau des boues et vases. D'après Ohle (1959), celle-ci représente une des sources principales de CO₂ dans les lacs de petite et moyenne importance ;
- la **respiration des organismes** qui libère le CO₂ comme substance de déchet ;
- les **sécrétats des organismes et la matière organique elle-même de ces organismes** ;
- l'**apport latéral** par les eaux de ruissellement et eaux souterraines qui se sont chargées en CO₂ lors de leur passage à travers roches et sols et qui finissent par arriver dans un bassin fermé ;
- l'**apport anthropique** lié aux activités agricoles et industrielles.

Alcalinité (titre alcalimétrique complet, T.A.C)

Cette grandeur exprime la capacité de neutralisation des acides présents dans une solution aqueuse. Elle est également une mesure courante de la teneur en anions autres que Cl⁻. Pour une eau douce de surface (pH < 8.3), l'alcalinité totale comprend essentiellement le bicarbonate (HCO₃⁻) et est donc égale à la dureté carbonatée. En rapport avec la dureté, elle est donc un indicateur approximatif de la minéralisation totale (ou salinité).

pH

Le pH d'une eau représente son acidité ou son alcalinité. Pour un cours d'eau naturel, il est lié à la nature des terrains traversés. Un pH est compris entre 0 et 14, c'est-à-dire qu'il est neutre à 7, plus acide vers 0 et plus basique vers 14. La vie des poissons dépend notamment des valeurs du pH : celle-ci est compatible avec des valeurs comprises entre 5 et 9 selon les espèces. La législation ne prévoit aucune norme chiffrée comme objectif de qualité mais précise qu'un déversement ne doit pas provoquer une altération défavorable du pH naturel.

Le pH est notamment responsable de la dissolution du gaz carbonique.

Oxygène dissous

L'oxygène est un paramètre aussi important que le carbone afin de confirmer un statut trophique. Une eau courante a un taux d'oxygène d'environ 9 mg/l. Etant donné que l'oxygène évolue en fonction de la température de l'eau, mesurer également le taux de saturation de l'eau donne une idée plus précise sur sa qualité.

De manière générale, l'élévation de la température de l'eau diminue naturellement sa teneur en oxygène dissous : **plus une eau est chaude, moins elle renferme d'oxygène**. La figure 2.11 et le tableau 2.4 donnent les teneurs maximales de l'eau en oxygène dissous en fonction de la température. La solubilité maximale de l'oxygène d'une eau est de 14.6 mg/l à une température de 0 °C pour une pression totale de 1 atmosphère.

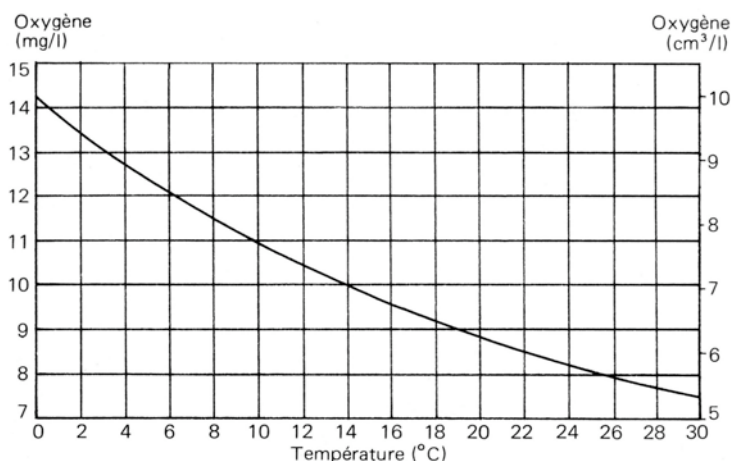


Figure 2.11 : Teneurs en oxygène en fonction de la température (Fellrath, 1980)

Température °C	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
0.....	14,16	14,12	14,08	14,04	14,00	13,97	13,93	13,89	13,85	13,81
1.....	13,77	13,74	13,70	13,66	13,63	13,59	13,55	13,51	13,48	13,44
2.....	13,40	13,37	13,33	13,30	13,26	13,22	13,19	13,15	13,12	13,08
3.....	13,05	13,01	12,98	12,94	12,91	12,87	12,84	12,81	12,77	12,74
4.....	12,70	12,67	12,64	12,60	12,57	12,54	12,51	12,47	12,44	12,41
5.....	12,37	12,34	12,31	12,28	12,25	12,22	12,18	12,15	12,12	12,09
6.....	12,06	12,03	12,00	11,97	11,94	11,91	11,88	11,85	11,82	11,79
7.....	11,76	11,73	11,70	11,67	11,64	11,61	11,58	11,55	11,52	11,50
8.....	11,47	11,44	11,41	11,38	11,36	11,33	11,30	11,27	11,25	11,22
9.....	11,19	11,16	11,14	11,11	11,08	11,06	11,03	11,00	10,98	10,95
10.....	10,92	10,90	10,87	10,85	10,82	10,80	10,77	10,75	10,72	10,70
11.....	10,67	10,65	10,62	10,60	10,57	10,55	10,53	10,50	10,48	10,45
12.....	10,42	10,40	10,38	10,36	10,34	10,31	10,29	10,27	10,24	10,22
13.....	10,20	10,17	10,15	10,13	10,11	10,09	10,06	10,04	10,02	10,00
14.....	9,98	9,95	9,93	9,91	9,89	9,87	9,85	9,83	9,81	9,78
15.....	9,76	9,74	9,72	9,70	9,68	9,66	9,64	9,62	9,60	9,58
16.....	9,56	9,54	9,52	9,50	9,48	9,46	9,45	9,43	9,41	9,39
17.....	9,37	9,35	9,33	9,31	9,30	9,28	9,26	9,24	9,22	9,20
18.....	9,18	9,17	9,15	9,13	9,12	9,10	9,08	9,06	9,04	9,03
19.....	9,01	8,99	8,98	8,96	8,94	8,93	8,91	8,89	8,88	8,86
20.....	8,84	8,83	8,81	8,79	8,78	8,76	8,75	8,73	8,71	8,70
21.....	8,68	8,67	8,65	8,64	8,62	8,61	8,59	8,58	8,56	8,55
22.....	8,53	8,52	8,50	8,49	8,47	8,46	8,44	8,43	8,41	8,40
23.....	8,38	8,37	8,36	8,34	8,33	8,32	8,30	8,29	8,27	8,26
24.....	8,25	8,23	8,22	8,21	8,19	8,18	8,17	8,15	8,14	8,13
25.....	8,11	8,10	8,09	8,07	8,06	8,05	8,04	8,02	8,01	8,00

Tableau 2.4 : Solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de la température (Dussart, 1996)

Dans l'air, l'oxygène est à l'état gazeux. Il occupe un volume de près de 21 % dans la composition de l'air sec (Dussart, 1996). Au contact de l'eau, l'air se charge de vapeur d'eau

et à l'interface eau-air, on peut considérer que l'air est saturé d'humidité. La solubilité de l'oxygène de l'air dans l'eau dépend de plusieurs facteurs, tels la pression, la température et la salinité. Ainsi, dans une masse d'eau homogène, si seule la température varie avec la profondeur, la teneur en oxygène variera régulièrement de la surface au fond. Cependant, dans un milieu naturel, de l'oxygène est libéré par les organismes végétaux comme déchet de la photosynthèse. Cet oxygène est à son tour consommé par les animaux et micro-organismes chimiosynthétisants et minéralisateurs. Il y aura donc, du moins dans ces milieux « stagnants », une répartition verticale de l'oxygène qui évoluera dans le temps selon plusieurs facteurs physiques et biologiques.

Plusieurs phénomènes peuvent consommer de l'oxygène, aggravant ainsi la situation jusqu'à un seuil critique, létal pour le poisson. La truite présente de fortes gênes respiratoires lorsque la teneur en oxygène dissous est inférieure à 5 mg/l (ETEC, 1992). Les besoins en oxygène varient en fonction des espèces, du stade de développement et des conditions du milieu. Les alevins Salmonidés demandent des teneurs plus élevées que les adultes. Pour la truite, les exigences se situent entre 7 et 11 mg/l, alors que celles du gardon descendent jusqu'à 4 mg/l.

2.3.3 Paramètres biologiques

Chlorophylle a et phéophytine

La chlorophylle est un des pigments caractéristiques des algues. Responsable de la photosynthèse, elle joue le rôle d'assimilation du gaz carbonique (CO₂) sous l'action de la lumière et le transforme en carbone organique. Sa détermination permet donc d'estimer à la fois la biomasse et le pouvoir d'assimilation de la végétation. La teneur en chlorophylle ne dépend toutefois pas seulement de la biomasse, mais aussi de sa composition algale, de la saison et des conditions ambiantes. Lorsque le plancton est dégradé, ses pigments se présentent sous forme de phéophytine, produit de dégradation de la chlorophylle. Le rapport entre la chlorophylle et son produit de dégradation est donc un témoin de l'état de performance du plancton : ce dernier est très performant si tous les pigments se présentent sous forme de chlorophylle ; il est au contraire « dégradé » lorsque la fraction de phéophytine est élevée (DFI, 1983).

Les concentrations suivantes en chlorophylle a sont significatives du taux d'eutrophisation d'un lac ou d'un cours d'eau :

Etat trophique	µg/l
Lac eutrophe	5 – 140
Lac mésotrophe	1 -15
Lac oligotrophe	0.3 – 2.5

Tableau 2.5 : Statut trophique d'un lac selon les teneurs en chlorophylle (Selon Vollenweider in DFI, 1983)

Algues et macrophytes

Les algues sont des plantes photosynthétiques, sans racine, ni feuille, ni tissu vasculaire. Elles sont donc épiphytes, à savoir qui s'accrochent au substrat ou aux plantes aquatiques. Elles

sont à la base de la chaîne trophique, et produisent à elles seules près de 50% de la production primaire totale de la planète. Parmi les algues, se trouve également le phytoplancton. Celui-ci se compose d'organismes unicellulaires caractérisés par une faible densité corporelle leur permettant de se maintenir dans la masse d'eau.

Les macrophytes sont des plantes aquatiques dont les racines se fixent dans le substrat des lacs et cours d'eau. Comme toutes plantes, elles sont également photosynthétiques. Les quantités de chlorophylle mesurées dans le Grand Canal proviennent donc des algues épiphytes, phytoplancton et macrophytes.

La quantité d'algues et de macrophytes peut aider à déterminer un statut trophique, plus précisément selon la biodiversité qu'elles représentent (Lachavanne, 1975).

2.4 La pollution diffuse en milieu agricole

2.4.1 Introduction

Le terme de « pollution diffuse » est utilisé pour définir toutes les sources de pollution non ponctuelles et donc moins contrôlables que les pollutions dites « ponctuelles ». Les sources de pollution diffuse ont longtemps été ignorées dans la lutte contre l'eutrophisation, mais font actuellement partie du programme d'assainissement de la CIPEL (1993). Difficiles à localiser, elles sont aussi d'importance très inégale.

La pollution diffuse n'est pas la seule responsable de l'eutrophisation des lacs et cours d'eau. Les apports en phosphore et azote dans l'environnement ont des provenances fort diverses (CIPEL, 1989) :

Phosphore

- apports atmosphériques, non contrôlables et considérés comme négligeables (CIPEL 1992) : 6%
- stations d'épuration et déversoirs d'orage : 31%
- Pollutions d'origine diffuse : 36% dont 1/3 en agriculture et viticulture ;
- Origines mal définies (industries ?) : 27%

Azote

- Précipitations atmosphériques : 10%
- Stations d'épuration et déversoirs d'orage : 45%
- Pollutions d'origine diffuse : 45% dont _ agriculture et viticulture.

En faisant un petit calcul, on remarque que les pollutions d'origine diffuse en milieu agricole participent pour 12% des apports en phosphore et 11,25% des apports en azote responsables de l'eutrophisation. Une part importante des apports repose donc dans le milieu naturel, ainsi qu'en provenance des stations d'épuration (origine ponctuelle) et d'autres origines mal définies.

Ces chiffres soulignent le fait que l'eutrophisation est a priori un phénomène naturel qui est amplifié ensuite par les activités humaines. Enfin, ces pourcentages évaluent de manière globale le phénomène d'eutrophisation, et il est évident qu'ils ne peuvent s'appliquer de façon particulière à une région délimitée, les sources n'étant pas réparties de manière homogène sur un territoire et les apports fluctuant selon les conditions climatiques (saisons) et météorologiques.

Agir à la source des pollutions d'origine diffuse est un fait évident : mis à part les précipitations atmosphériques et les exportations en nutriments des zones forestières et des terres non cultivées qui font partie du cycle naturel, il ne reste alors que les activités agricoles, sur lesquelles il est possible d'agir en menant des pratiques culturales adaptées. Celles-ci sont d'autant plus nécessaires qu'en période de forte précipitations, l'eau de pluie provoque une érosion considérable des sols cultivés, diffusant de cette manière les nutriments des engrais dans des directions préférentielles du sol travaillé. Un sol correctement exploité permet donc de diminuer les risques de diffusion des nutriments. C'est pourquoi la notion de pollution diffuse en agriculture est fondamentalement liée au processus d'érosion hydrique des sols.

Actuellement en Suisse, en particulier en Suisse centrale et Suisse orientale, les grandes quantités de purin produites dues au nombre élevé d'animaux de rente sont encore une des premières sources de pollution du sol, de l'eau et de l'air. Si les prés exploités ne suffisent pas à valoriser entièrement ce purin, les sols, mais aussi les eaux, par lessivage et érosion, s'enrichissent en nitrates, phosphore, potasse et métaux lourds. Cependant, considérées sur le long terme, les émissions nettes d'azote de l'agriculture, soit la différence entre les apports (entrées) et la consommation ou lessivage (sorties), sont en baisse (OFS, 2002). Depuis 1990, elles ont diminué de plus de 12'000 tonnes, à savoir 19%. De même, pour le phosphore, les excédents se sont réduits de près de 20'000 tonnes pour s'établir à 9000 tonnes. Ce recul observé des excédents d'azote et de phosphore résulte principalement de la diminution du nombre des animaux de rente, d'un recours moins grands aux engrais minéraux, et de la baisse des importations de denrées fourragères.

Au total, environ 40% de l'azote déversé dans les eaux de surface provient de l'agriculture, le reste provenant des stations d'épuration, des déversoirs d'orage et du trafic routier. C'est également le cas pour 75% du nitrate présent dans les eaux souterraines (OFEFP 1996, *in* OFS 2002).

Ce chapitre aborde la question de la pollution diffuse sous plusieurs angles: les types d'engrais utilisés, les pratiques agricoles adaptées contre la pollution diffuse (épandage des engrais et techniques de production intégrée) et le rôle de l'érosion hydrique dans la diffusion des nutriments.

2.4.2 Les engrais

L'effet des engrais est déterminé par la quantité et la composition chimique des éléments fertilisants qu'ils contiennent. La provenance des fertilisants est donc une composante importante quand à la fertilisation exercée sur les plantes - et indirectement l'eutrophisation des cours d'eau s'il y a érosion et ruissellement, dans le cas du Grand Canal. La relation entre type d'engrais et eutrophisation n'a cependant pas été effectuée dans le cadre de ce travail en raison de la complexité qu'elle représente.

Les principales sortes d'engrais sont les engrais de ferme, les engrais minéraux et les engrais à base de déchets (OFAG & OFEFP, 1994). Les engrais de ferme sont produits par chaque exploitation possédant des animaux de rente, tandis que les deux autres sortes proviennent de l'extérieur. Il ne faut donc y recourir que lorsqu'il n'y a pas suffisamment d'engrais de ferme à disposition, ou lorsque lesdits engrais ne conviennent pas à la fertilisation. Il arrive aussi que les engrais contiennent des substances dangereuses pour l'environnement.

Engrais de ferme

Par engrais de ferme on entend : le fumier, le lisier, le purin, le jus de fumier et les jus d'ensilage, ainsi que des résidus comparables – que ces produits aient été conditionnés ou non – provenant d'établissements qui gardent des animaux. Les eaux usées domestiques peuvent également en faire partie.

La teneur en fertilisant de ces engrais de ferme varie en fonction de l'espèce animale, du niveau de performance des animaux, du mode d'affouragement, de la quantité et de la composition des fourrages (teneurs en minéraux), ainsi que du type et de la quantité de litière (système de tabulation).

Engrais à base de déchets

Les engrais à base de déchets sont des produits d'origine végétale ou animale ou alors des produits issus de l'épuration des eaux. Il s'agit de compost, de matières végétales non décomposées, de produits tirés de matières animales et de boues d'épuration. Comme pour les engrais de ferme, les proportions de matière organique et des divers éléments fertilisants sont très variées.

Engrais minéraux

Les engrais minéraux sont des produits issus de la synthèse chimique ou de substances naturelles. On distingue les engrais ayant un seul ou plusieurs éléments nutritifs. Du fait que leur composition chimique est connue, la fumure avec des engrais minéraux tient mieux compte, en général, des intérêts de la production végétale que les engrais de ferme ou à base de déchets.

2.4.3 Des pratiques agricoles adaptées contre la pollution diffuse

L'épandage des engrais

La connaissance de la composition des engrais et le dosage de fumure sont nécessaires pour ne pas porter atteinte à l'environnement. Toutefois cela ne suffit pas : il faut de plus choisir le mode d'épandage, et le moment propice, en fonction de la culture et des conditions locales et météorologiques.

En ce qui concerne *les cultures*, une certaine quantité de fumure est souhaitée pour chaque type de culture. Un bilan de fumure est fixé pour chaque exploitation selon les règles PER (Prestations écologiques requises) établies par l'Office fédéral de l'agriculture (Suisse-Bilanz, OFAG, 2003). Ces règles permettent une certaine quantité de fumure en fonction du nombre d'animaux de rente de l'exploitation, des cultures et des surfaces agricoles utiles (hectares). Un agriculteur qui gère correctement son bilan de fumure ne pourra donc pas commettre d'excès en sachant que chaque culture nécessite une quantité minimum à sa croissance. Les règles PER sont donc un moyen de lutter contre la pollution diffuse en milieu agricole.

Les quantités de fumure épandues dépendent donc de chaque type de culture. La fumure à disposition est répartie sur la saison de sorte à épandre plusieurs fois, après avoir semé, à mi-pousse et peut-être une troisième ou quatrième fois selon les cultures. Par exemple, le blé nécessite un épandage plus fréquent que le maïs. Les maraîchers notamment utilisent les engrais beaucoup plus fréquemment.

Les *conditions locales* sont principalement pédologiques et topographiques. La capacité d'infiltration d'un sol est différente selon qu'il est couvert de végétation, semi-couvert ou nu. L'épandage est donc autorisé que si les conditions d'infiltration sont suffisantes.

La pente joue également un rôle quant à la capacité d'infiltration du sol. Une pente trop forte accentue le ruissellement tandis qu'elle réduit l'infiltration.

Les *conditions météorologiques* sont très importantes : il s'agit d'épandre la fumure uniquement en période sèche et sans risque d'orage. Epandre sur la neige n'est pas autorisé.

Techniques de production intégrée

Finalement, les nutriments se trouvant dans les sols, c'est, de façon primordiale, contre l'érosion que les agriculteurs doivent lutter, en appliquant des techniques de *production intégrée*. De ce concept ressortent les actions suivantes (CIPEL, 1989):

- effectuer les labours perpendiculairement à la pente ;
- les labours doivent être à une distance minimum de 3 mètres des rives ;
- les labours en profondeur sont à titre exceptionnel ;
- recouvrir le sol avec les déchets de la récolte, de sorte à freiner le ruissellement ;
- maintenir une couverture végétale dans les vignes et vergers (enherbement), pour lutter contre l'érosion, fixer le phosphore et piéger l'azote, évitant ainsi leur lessivage ;
- choisir les cultures en fonction du terrain ;
- éviter les sols nus en hiver à l'exception des sols argileux très lourds ;
- semer immédiatement après les labours d'automne ;
- prévoir des cultures dérobées entre la récolte d'été et le semis du printemps suivant ;
- agrandir les fosses à purin ;
- fractionner les apports d'azote au fur et à mesure des besoins des plantes.

2.5 L'érosion hydrique des sols comme facteur de pollution diffuse

2.5.1 Introduction

Les causes principales des atteintes polluantes aux eaux et à l'environnement peuvent se distinguer en trois processus (OFEFP, 1994) :

- le *lessivage* et la *lixiviation* : l'eau (précipitations) entraîne les éléments fertilisants – surtout les nitrates – dans les couches plus profondes du sol, et finalement dans les eaux souterraines.
- l'*entraînement par ruissellement (érosion hydrique)* : de grandes quantités d'eau – pluies, fonte des neiges – ou de grosses doses d'engrais liquides s'écoulent en surface et entraînent de la terre. Des éléments fertilisants pénètrent ainsi dans les cours d'eau et les lacs ;
- la *volatilisation* : une partie de l'azote contenu dans les engrais de ferme se volatilise sous forme de gaz d'ammoniac et perturbe l'environnement. Il peut retomber avec les précipitations et polluer les eaux ou les sols qui n'auraient pas dû recevoir de l'azote (ex. : marais, forêts).

L'érosion hydrique étant le facteur le plus important quant à la pollution diffuse en agriculture, il est le seul paramètre retenu dans le présent chapitre.

2.5.2. Mécanismes de l'érosion hydrique

Les mécanismes de l'érosion hydraulique sont déterminés principalement par la pente et l'intensité des précipitations. Le ruissellement apparaît lorsque l'intensité de la pluie devient supérieure à la capacité d'infiltration du sol. Dès lors, plusieurs types d'érosions se dessinent en fonction de la pente et de la surface du sol (Stauffacher, 1994).

Sur des pentes faibles et régulières à surface homogène ($< 15^\circ$), les particules détachées sont transportées par ruissellement diffus. Ce type d'érosion est dit laminaire (*sheet erosion*), car le mélange eau - sédiment s'écoule le long des pentes comme une nappe (*sheet*) et décape le sol par couches successives. Malgré son apparence peu spectaculaire, ce type d'érosion peut avoir une action très destructrice, tant quantitative que qualitative (Viani, 1986) : elle emporte une grande fraction de particules fines (argiles, limons, sables fins), appauvrissant ainsi les sols en minéraux et nutriments.

Sur des pentes plus raides ($> 15^\circ$), en présence d'inégalités topographiques (rugosité du sol, traces d'engins agricoles), l'eau se concentre en filets dont la force de cisaillement hydraulique engendre une action érosive créant d'abord des griffures (profondeur : mm _ 2 cm), des rigoles (*rill erosion* : 2 cm _ 10 cm), puis des ravines (*gully erosion* ; profondeur : 10 _ 50 cm) et finalement, en cas de pluie extrême, des ravins d'écoulement (50 à 200 cm). Ces ravins peuvent creuser les couches de sol jusqu'aux niveaux inférieurs et éventuellement jusqu'à la roche mère (Morgan, 1980).

Le tableau 2.6 résume les effets conjugués de la pente et du débit de ruissellement dans l'érosion :

Pente	Forte	Rigoles	Ravines	Ravines	Ravines
	–	Rigoles	Rigoles	Ravines	Ravines
	Moyenne	Rigoles	Rigoles	Rigoles	Ravines

– Faible	Griffures	Griffure	Rigoles	Rigoles
	Faible transport	Nappe	Nappe	Nappe
0	Faible	Moyen	Grand	Très grand

Débit d'eau de ruissellement

Tableau 2.6 : Processus d'érosion (Leite, 1990, in Stauffacher, 1994).

Les processus d'érosion classifiés sommairement ci-dessus sont pondérés par les paramètres structuraux, texturaux, et physico-chimique du sol, ainsi que par la présence d'une couverture végétale (Leite, 1990). Dans le cas d'une plaine agricole, telle que la basse plaine du Rhône, il est évident que seul le type d'érosion laminaire (en nappe : *sheet erosion*) est observé, la pente étant généralement nulle. La plus grosse conséquence à l'érosion est donc l'appauvrissement des sols en minéraux et nutriments par les fractions fines.

Il est notamment prouvé que la battance des pluies fait l'essentiel de l'érosion pluviale (impact de la goutte d'eau : détachement et turbulence), tandis que le ruissellement en nappe est plutôt indispensable pour le transport des particules (Hudson, 1957, cité par Hensensal). Cela n'est cependant pas valable pour les écoulements concentrés à plus haut débit (*gully erosion*).

2.5.3 Sélectivité de l'érosion hydrique

Dans un sol, la majorité de ses constituants élémentaires tels que les hydroxydes de fer et d'aluminium, les colloïdes minéraux et organiques fixent les ions phosphoriques. Le processus d'érosion étant sélectif, les particules fines (argiles, limons) et avec elles une proportion importante de la matière organique sont érodés de manière préférentielle. Le phosphore se trouvant en grande partie adsorbé à la surface des éléments de fraction limono-argileuse des sols (Wendt, 1984, in Stauffacher, 1994), les sédiments érodés sont généralement beaucoup plus riches en phosphore que le sol originel. Viani (1986) ajoute que cette sélectivité de l'érosion est plus manifeste lors d'événements de faible érosivité.

Une sélectivité du transport détermine également l'érosion des sols. Le débit de ruissellement des sols varie en fonction de l'intensité de la pluie. Ainsi, une diminution de l'intensité des précipitations provoque une baisse d'énergie des eaux de ruissellement. Dans ces conditions, les particules plus grossières et plus denses érodées sédimentent plus rapidement, ce qui provoque une ségrégation de la charge transportée et dans les dépôts : le colluvionnement retiendra en priorité les sédiments grossiers et denses, tandis que les particules les plus fines (argiles et limons) seront transportés plus loin (Wendt, 1984). On associe un pouvoir polluant important à cette fraction granulométrique fine. En effet, de fortes concentrations d'éléments adsorbés peuvent se trouver dans ces sédiments transportés, de même que dans le ruissellement sous forme soluble. Cette fraction fine, chargée en phosphore aura aussi la plus grande probabilité d'atteindre un cours d'eau (Richter, 1975).

2.5.4 Facteurs de l'érosion hydrique

Les divers processus d'érosion sont temporisés ou modifiés par la résistance du milieu (sol, couvert végétal, techniques culturales) et la topographie. Ces divers facteurs de résistance sont

décrits ci-dessous de façon individuelle, malgré qu'ils soient étroitement liés par de nombreuses interactions.

Le sol

La résistance d'un sol à la désagrégation et au transport de ses éléments dépend de sa texture, de sa structure, et de sa teneur en matière organique. Les propriétés physiques qui en découlent (stabilité structurale, sensibilité au tassement, perméabilité, etc.) conditionnent l'aptitude du sol à résister aux agressions climatiques (Duchaufour, 1984, *in* Stauffacher, 1994).

En général, un sol structurellement stable offre une bonne résistance à l'érosion : c'est le cas des sols riches en humus et argiles. Les sols à texture plus grossière ont une perméabilité plus élevée, ce qui leur permet également de bien résister à l'érosion. Cependant, lorsque l'intensité des précipitations devient supérieure à leur capacité d'absorption, ils deviennent alors très vulnérables, car peu structurés et non-cohésifs. Les sols les plus sensibles à l'érosion sont les silts et les sables fins, lorsqu'ils ont une teneur en argile et matière organique faible (Viani, 1986).

En plus de la texture et de la structure propres à un type de sol, les pratiques culturales et le climat conditionnent également leur évolution, et par conséquent, leur sensibilité à l'érosion. Les pratiques agricoles de surface conjuguées au facteur climatique engendrent l'évolution de propriétés dynamiques telles que la rugosité de surface, la perméabilité et la stabilité structurale d'un sol.

La couverture végétale

La couverture végétale est le facteur le plus important quant à la résistance à l'érosion d'un sol. Lorsqu'un sol est totalement dénudé, les pertes de sol sont multipliées par 100 à 1000 (Sonzogni, 1980). En présence d'un couvert végétal, même modeste, les phénomènes d'érosion sont donc déjà fortement atténués, malgré l'agressivité des pluies, la fragilité du sol ou la présence d'une forte pente.

Sous culture, les risques d'érosion sont intermédiaires et varient fortement selon le type de plante, leur rythme de croissance et les techniques culturales associées. Certaines cultures jouent un rôle protecteur du sol, car elles le recouvrent rapidement (pâturages, cultures arbustives avec sous-bois). D'autres cultures, telles les betteraves ou le maïs, ont au contraire une action dégradante sur le sol, car soit leur croissance est lente, soit les pratiques culturales associées laissent le sol à découvert pendant les périodes de pluies (Baril, 1991).

Le couvert végétal contribue donc à la protection du sol en fonction de sa densité (Baril, 1991) :

- le système racinaire des plantes stabilise le sol ;
- la porosité du sol est augmentée, ce qui diminue le ruissellement superficiel ;
- les plantes sont des obstacles à l'écoulement superficiel, ce qui diminue l'action érosive des eaux de surface ;
- les plantes interceptent les gouttes de pluie, dissipant leur énergie cinétique et réduisant ainsi l'érosion de rejaillissement.

Les pratiques agricoles

Les pratiques agricoles ont des conséquences primordiales sur la résistance d'un sol à l'érosion.

Tout d'abord, les résidus cultureux incorporés au sol maintiennent sa teneur organique, ce qui a pour effet d'augmenter sa perméabilité. L'agrégation des résidus végétaux réduit également son érodabilité, empêchant le sur-creusement des rigoles par la diminution de l'énergie de ruissellement de surface (Henensal, 1986).

Viani (1986) a démontré qu'une porosité et une rugosité élevées (mottes en surface) dues aux pratiques agricole contribuent non seulement à un retardement et une réduction du ruissellement, mais également à une diminution importante des pertes en terres. Par des pratiques en laboratoire, il a démontré qu'un sol retourné à la bêche sur une profondeur de 30 cm (rugosité élevée) résistait cinq à treize fois mieux qu'un sol lisse aux intempéries. En cas de rugosité, les particules grossières du sol ne subissent qu'un faible transport et sont redéposées dans les dépressions superficielles, tandis que seules les particules les plus faibles restent en suspension.

Cependant, il faut souligner qu'en fonction de l'état hydrique du sol au moment des précipitations (sol déjà humecté), le seuil de saturation en eau pourra être atteint rapidement, permettant un écoulement superficiel dépendant de la micro-topographie prononcée. Cet écoulement préférentiel pourra être particulièrement érosif (Leité, 1990).

De manière générale, on peut considérer que, sous nos latitudes, un travail du sol favorisant la rugosité de surface le préservera d'une érosion trop importante en retardant l'apparition du ruissellement (Stauffacher, 1994).

La topographie

La topographie est un facteur non négligeable quand à l'intensité du ruissellement de surface. Plusieurs facteurs topographiques, tels que l'inclinaison de la pente, la longueur de la pente et sa morphologie (convexe, concave, plane ou complexe) ont été étudiés (Richter, 1979, Hudson, 1957, Musgrave, 1947, Zing, 1940, Wischmeier et Smith, 1978). Cependant les résultats de ces recherches restent complexes il ne semble pas utile de s'y attarder plus en détail dans ce présent travail.

2.6 Effets de la pollution de l'eau sur la faune et la santé humaine en Suisse

En ce qui concerne la faune des cours d'eau, on constate actuellement en Suisse une diminution des captures de poissons dans les cours d'eau (OFEFP 1999, in OFS 2002). On a également observé des modifications des reins, du foie et des organismes génitaux des poissons, une plus faible capacité de survie des embryons et une mort brutale des poissons.

Les raisons exactes des préjudices subis par les populations de poissons sont encore largement méconnues, mais on suppose que les substances non dégradées, présentes notamment dans les eaux épurées et dans les rivières en aval des stations d'épuration, jouent entre autres un rôle important (OFEP 1999 *in* OFS 2002). Notamment, des toxines dégagées par certaines espèces d'algues (cyanobactéries) peuvent perturber le développement de larves de poisson.

En ce qui concerne les répercussions d'une mauvaise qualité d'eau potable sur la santé humaine, de nombreuses recherches ont été menées (OFS, 2002). Dans le cas du nitrate, une partie du nitrate se transforme dans le corps en nitrite, modifie l'hémoglobine dans le sang et en perturbe la fonction qui est d'assurer le transport de l'oxygène. Par ailleurs, le nitrite peut avoir un effet cancérigène en se combinant à d'autres substances dans l'estomac.

Pour ce qui est des métaux lourds, il est rare que l'eau potable contienne des concentrations telles qu'ils nuisent à la santé humaine. Mais celle-ci peut subir des dommages par le biais de la chaîne alimentaire, par exemple par la suite de la consommation de poissons contenant de fortes concentrations de métaux lourds. Finalement, les contaminations microbiologiques, à savoir toutes sortes de micro-organismes, notamment des bactéries fécales, sont susceptibles d'avoir des effets nuisibles à la santé humaine. Mais en Suisse, il est rare que des maladies se déclarent suite à une contamination microbiologique de l'eau potable : seuls cinq cas ont été enregistrés par les autorités entre 1988 et 1997 (OFS, 2002).

2.7 Législation sur la qualité des eaux en Suisse

Au cours du XX^{ème} siècle, divers usages intensifs provoquent une altération généralisée des cours d'eaux en Suisse ainsi qu'une pollution des eaux de plus en plus importante. Plusieurs facteurs sont la cause de ces changements. D'abord, le développement de l'énergie hydroélectrique induit une modification des régimes d'écoulement. Ensuite, pendant la première guerre mondiale, la situation économique du pays incitait la Suisse à drainer des terres humides afin de mettre en valeur de nouvelles terres agricoles et de garantir l'approvisionnement autarcique en produits agricoles. Cette première période peut être définie comme *une phase d'exploitation économique des eaux* (Reynard et al., 2001). Le territoire a ensuite continué de se modifier du fait d'une pression démographique croissante, du développement de voies de communication, ainsi que de l'intensification de l'agriculture : une réduction constante de l'espace laissé aux cours d'eau est ainsi provoquée.

A cela vient s'ajouter une forte pollution des eaux. L'augmentation rapide de pollution chimique force les pouvoirs publics à prendre des mesures. Une première base juridique au problème de la pollution des eaux est posée par la loi fédérale sur la protection des eaux de 1955. La Confédération soutient les cantons et les communes dans les projets d'amélioration de la qualité des eaux : ainsi apparaissent dans les années 60 des canalisations pour collecter les eaux usées, ainsi que les premières stations d'épuration pour le traitement des eaux. Dès 1965, après la décision sur les contributions financières allouées par la Confédération, le nombre de stations d'épuration se voit multiplier. Cependant, celles-ci ne concernent encore que les régions à forte industrialisation et les régions touristiques, la plupart des cantons ruraux n'entretenant encore rien (utilisation de fosses septiques uniquement).

Une deuxième loi sur la Protection des Eaux contre la Pollution est adaptée en 1971. Cette dernière intensifie la protection des eaux en région alpines et rurales. Cependant, la qualité générale des eaux des lacs et cours d'eaux en Suisse ne s'améliore que lentement au cours des années 70, compte tenu d'une croissance démographique et industrielle toujours en essor.

Un réseau comprenant près de 500 stations d'épuration est installé avec le soutien financier de la Confédération et des cantons. Afin d'effectuer un contrôle plus adéquat, des données hydrométriques telles que le débit, la vitesse d'écoulement, le niveau d'eau, la température, la charge en matières en suspension, le débit de charriage et le niveau des eaux souterraines doivent être fournies régulièrement. Depuis 1977, des données physico-chimiques viennent compléter les données hydrométriques. Elles sont tout d'abord collectées dans le cadre du programme national de recherche intitulé *Etude à long terme des cours d'eau suisses* (NADUF, Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung des schweizerischen Fliesswässer). Des analyses telles que le pH, la conductivité et le taux d'oxygène dissous sont alors ajoutées au programme des stations. De plus, l'Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG) s'occupe de déterminer d'autres paramètres en laboratoire (Krapf, 2001).

De manière générale pour la Suisse, cette phase de *protection qualitative des eaux* allant de 1953 à 1991 (Reynard et al., 2001) n'est néanmoins pas optimale, car les conditions varient considérablement entre les cantons. De plus, les mesures contre la pollution en augmentation prises entre 1953 et 1991 ne tiennent pas compte des pollutions d'origine diffuse, notamment celles de l'agriculture.

En 1986, afin d'atténuer l'eutrophisation des petits et moyens lacs du Moyen-Pays, l'utilisation des phosphates dans les produits de lessive est interdite. Dans le bassin lémanique, en plus de la déphosphatation mise en place dans les STEP depuis 1972, cette nouvelle interdiction contribue à la baisse de phosphore continue dans le Léman.

En 1991, est adaptée une troisième loi sur la protection des eaux (*LEaux*) qui vise non seulement à maintenir l'eau propre mais aussi une meilleure protection globale. Trois types d'actions principales sont envisagés (SPE, 1997) :

- une utilisation modérée des eaux et des sols ;
- une réduction supplémentaire, par des mesures préventives, des apports de substances polluantes ;
- une gestion de l'eau des zones bâties davantage respectueuse de l'environnement.

Des améliorations décisives sont dès lors apportées par cette loi qui :

- protège davantage les eaux souterraines et favorise un cycle de l'eau proche de l'état naturel ;
- protège les cours d'eau contre des mises sous terre et des interventions techniques disproportionnées ;
- soutient la revitalisation des cours d'eau dégradés et la mise à ciel ouvert de tronçons sous tuyau ;
- renforce la protection des eaux dans l'agriculture ;
- fixe des débits résiduels appropriés pour maintenir la vie aquatique dans les rivières et les torrents.

De manière générale, cette troisième loi est basée sur le principe de causalité et la protection globale du système hydrologique naturel. Entre autres, les pollutions d'origine diffuse par les décharges et l'agriculture sont dès lors prises en compte, de même que l'élevage intensif est limité. Dans le domaine de l'agriculture, certaines mesures plus précises sont de plus appliquées (OFEFP, 1996) :

- chaque exploitation doit s'efforcer d'avoir un bilan de fumure équilibré (Règles PER) ;
- l'écocompatibilité des engrais de ferme (lisier et fumier) doit être évaluée ;
- les sols doivent être exploités selon l'état de la technique de manière à ne pas porter préjudice aux eaux, en évitant que les engrais ne soient emportés par ruissellement ou lessivage ;
- l'emploi d'engrais et de produits phytosanitaires est interdit sur une largeur de 3 mètres le long des cours d'eau.

Finalement, l'ordonnance sur les substances exige que l'on tienne compte, lors de l'utilisation d'engrais, des éléments fertilisants contenus dans le sol et des besoins des plantes.

Dès les années 90, la qualité des eaux Suisses présente une nette amélioration, cependant des lois plus détaillées sont nécessaires afin de limiter au maximum la pollution toujours importante, notamment par l'agriculture. La nouvelle *Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux)* est promulguée le 28 octobre 1998. Celle-ci règle dans le détail l'application de la loi de 1991, à savoir l'évacuation des eaux à l'échelle communale, les exigences concernant l'élevage d'animaux de rente, les exigences concernant la délimitation des zones de protection des sources, etc... De plus, des subventions sont allouées, notamment dans le domaine de l'agriculture, afin de promouvoir les mesures tendant à réduire les rejets d'azote dans les eaux. La nouvelle Ordonnance applique donc un contrôle de la pollution plus sévère dans le domaine de l'agriculture, à savoir contre la pollution diffuse. La protection du paysage tels le maintien des paysages naturels, irrigués par exemple ou la protection de paysages marécageux, ainsi que la revitalisation des cours d'eau, à savoir la remise à l'état naturel de petits cours d'eau sont également des applications de cette nouvelle Ordonnance.

En ce qui concerne la législation actuelle contre la pollution minérale des cours d'eau, il n'existe pas de normes cantonales pour les différentes teneurs. Toutefois et jusqu'à présent, les normes établies en 1982 par la Confédération étaient encore utilisées (DFI, 1982).

Qualité des eaux	DOC mg/l C	Ammonium mg/l N	Orthophosphates mg/l P	Phosphore tot. mg/l P
Non polluées	< 1,3	< 0.04	< 0.03	< 0.05
Faiblement polluées	1.3 - 2.0	0.04 - 0.15	0.03 - 0.1	0.05 - 0.2
Nettement polluées	2.0 - 3.5	0.15 - 0.4	0.1 - 0.3	0.2 - 0.5
Fortement polluées	> 3.5	> 0.4	> 0.3	> 0.5

Tableau 2.7 : Classification utilisée pour juger l'état de pollution des cours d'eau en Suisse (DFI, 1982)

Actuellement, une nouvelle grille d'évaluation, appartenant au *Système modulaire gradué fédéral*, a été établie par l'Office de protection des eaux et gestion des déchets (OPED) à Berne (*GSA, Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft*) sur la base des objectifs de qualité fixés par l'OFEFP (Office Fédéral des Forêts, de l'Environnement et du Paysage). Il n'est cependant pas encore officialisé mais le deviendra au cours de l'année 2004. Ce nouveau mode d'évaluation des paramètres physico-chimiques des cours d'eau est basé sur l'Ordonnance sur la protection des eaux de 1998 (*OEaux*). Désormais, avec ce nouveau système, on ne parlera plus de *normes*, mais d'*objectifs de qualité*. La qualité des cours d'eau est donc maintenant évaluée selon cinq classifications, de *très bien* (non pollué) à *mauvais* (fortement pollué). Les objectifs à atteindre se situent à la limite entre les classes *modéré* et

bien. Le tableau 2.8 indique les nouvelles valeurs et classes de qualité établie dans le *Système modulaire gradué fédéral*, que j'utiliserai afin d'évaluer les résultats obtenus dans mon étude sur le Grand Canal.

	Nitrates mg/l N	Nitrites mg/l N	Ammonium mg/l N	Ammonium mg/l N
<i>Conditions</i>	- - -	10 - 20 mg/l Cl	> 10 °C	< 10 °C
Très bien	< 1.5	< 0.02	< 0.04	< 0.08
Bien	1.5 - 5.6	0.02 - 0.05	0.04 - 0.2	0.08 - 0.4
Modéré	5.6 - 8.4	0.05 - 0.08	0.2 - 0.3	0.4 - 0.6
Insatisfaisant	8.4 - 11.2	0.08 - 0.10	0.3 - 0.4	0.6 - 0.8
Mauvais	> 11.2	> 0.10	> 0.4	> 0.8
<i>Objectif</i>	5.6	0.05	0.2	0.4

	Orthophosphates mg/l P	DOC mg/l C
<i>Conditions</i>	- - -	- - -
Très bien	< 0.02	< 2.0
Bien	0.02 - 0.04	2.0 - 4.0
Modéré	0.04 - 0.06	4.0 - 6.0
Insatisfaisant	0.06 - 0.08	6.0 - 8.0
Mauvais	> 0.08	> 8.0
<i>Objectif</i>	0.04	4.0

Tableau 2.8 : Objectifs de qualité des cours d'eau (OFEFP, 2004)

En ce qui concerne les objectifs de qualité fixés par l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 1998), le tableau 2.9 résume les exigences requises pour les paramètres concernant uniquement l'eutrophisation, complété par les exigences de l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées (ODE, 1983 et 1975).

Paramètres	Exigences pour les cours d'eau	Exigences relatives au déversement d'eaux polluées*
DBO₅	2 à 4 mg/l O ₂	Concentration dans les eaux déversées : 20 mg/l O ₂ et 90% de taux d'épuration (< 10 000 EH**) Concentration dans les eaux déversées : 15 mg/l O ₂ et 90% de taux d'épuration (≥ 10 000 EH)
COD	1 à 4 mg/l C	10 mg/l (≥ 2000 EH) avec taux d'épuration de 85 % 10 mg/l C****
TOC	-	17 mg/l C****
Ammonium, (somme de N-NH₄⁺ et N-NH₃)	Si T > 10 °C : 0.2 mg/l N Si T < 10°C : 0.4 mg/l N	Si T > 10°C : 2 mg/l N Aussi réduit que possible ***
Nitrates (N-NO₃⁻)	5.6 mg/l N pour les cours d'eau qui servent à l'approvisionnement en eaux potable	Aussi réduit que possible***
Nitrites (N-NO₂⁻)	Aucune toxicité***	0.3 mg/l N
Phosphore total	Pour les bassins versant des lac, aussi réduit que possible ; les valeurs doivent respecter les exigences limitant la prolifération d'algues et herbes***	Si installation située dans bassin versant d'un lac : 0.8 mg/l P avec un taux d'épuration de 80%
Azote total	-	Eliminer la plus grande quantité d'azote possible
MES	Aucune formation de boues***	15 mg/l (≥ 10 000 EH) 20 mg/l (< 10 000 EH) 20 mg/l par temps sec***
Transparence (Snellen)	Aucune turbidité	30 cm
Température	L'apport ou le prélèvement de chaleur ne doit pas modifier la température la plus proche possible de l'état naturel du cours d'eau de plus de 3 °C et celle des tronçons appartenant à la zone des truites de plus de 1.5 °C ; la température de l'eau ne doit en outre pas dépasser 25 °C.	T eaux usées déversées : ≤ 30 °C***
pH	Aucune altération du pH naturel***	6.5 – 8.5***
O₂	Après mélange, la teneur en O ₂ ≥ 6 mg/l***	Après mélange, la teneur en O ₂ ≥ 6 mg/l***
Sulfates (SO₄²⁻)	100 mg/l***	Aussi réduit que possible***

* eaux de ménage, de ruissellement ou évacuées, stations d'épurations de plus de 200 équivalent-habitants (EH), à l'exception des situations exceptionnelles telles de très fortes précipitations (pour les STEP, des dérogations sont fixées selon la provenance des eaux, industrielles ou autre).

** EH : équivalent –habitants des stations d'épuration communales

*** : ODE, 1983.

**** : ODE, 1975

Tableau 2.9 : Exigences requises par l'OEaux (1998) pour les cours d'eau et le déversement des eaux polluées, complété par les valeurs limites fixées par l'ODE (1983, 1975)

PARTIE III

Terrain d'étude

3.1 Cadre géologique

La plaine alluviale du Rhône partage les montagnes situées de part et d'autre de son lit en deux groupes : l'oriental, se rattachant aux Préalpes chablaisiennes, et l'occidental, aux Préalpes romandes. Ces édifices montagneux se sont érigés dans plusieurs unités tectoniques superposées qui sont les mêmes de chaque côté du Rhône. De par la formation des Alpes, les différentes unités se sont empilées les unes sur les autres dans un mouvement de surrection et une direction SE-NW (Marthaler, 1998). Les unités tectoniques se situant dans la région du Chablais appartiennent donc à la partie externe des Alpes. Ainsi se superposent les unités suivantes (Badoux, 1960, 1965) :

- à la base affleure l'autochtone principalement constitué de flysch et de Molasse rouge chatienne. On le trouve en bordure du lac, du Bouveret à St-Gingolph et dans les collines au-dessus de Vevey.
- par-dessus vient l'Ultrahelvétique. Cette unité n'affleure que rarement, n'apparaissant que quelques fois en une zone se rétrécissant des Pléiades à Montreux, ainsi que sous la forme des nappes de Bex – Laubhorn et nappes de la Plaine Morte au Nord de Bex.
- Le Préalpin comprend trois unités : la nappe des Préalpes médianes Plastiques apparaissant de part et d'autre de la vallée du Rhône ; la nappe de la Brèche qui ne comprend qu'une petite partie en rive gauche de la vallée (SW de Vionnaz et Muraz) ; et la nappe de la Simme se situant au NE de Roche.

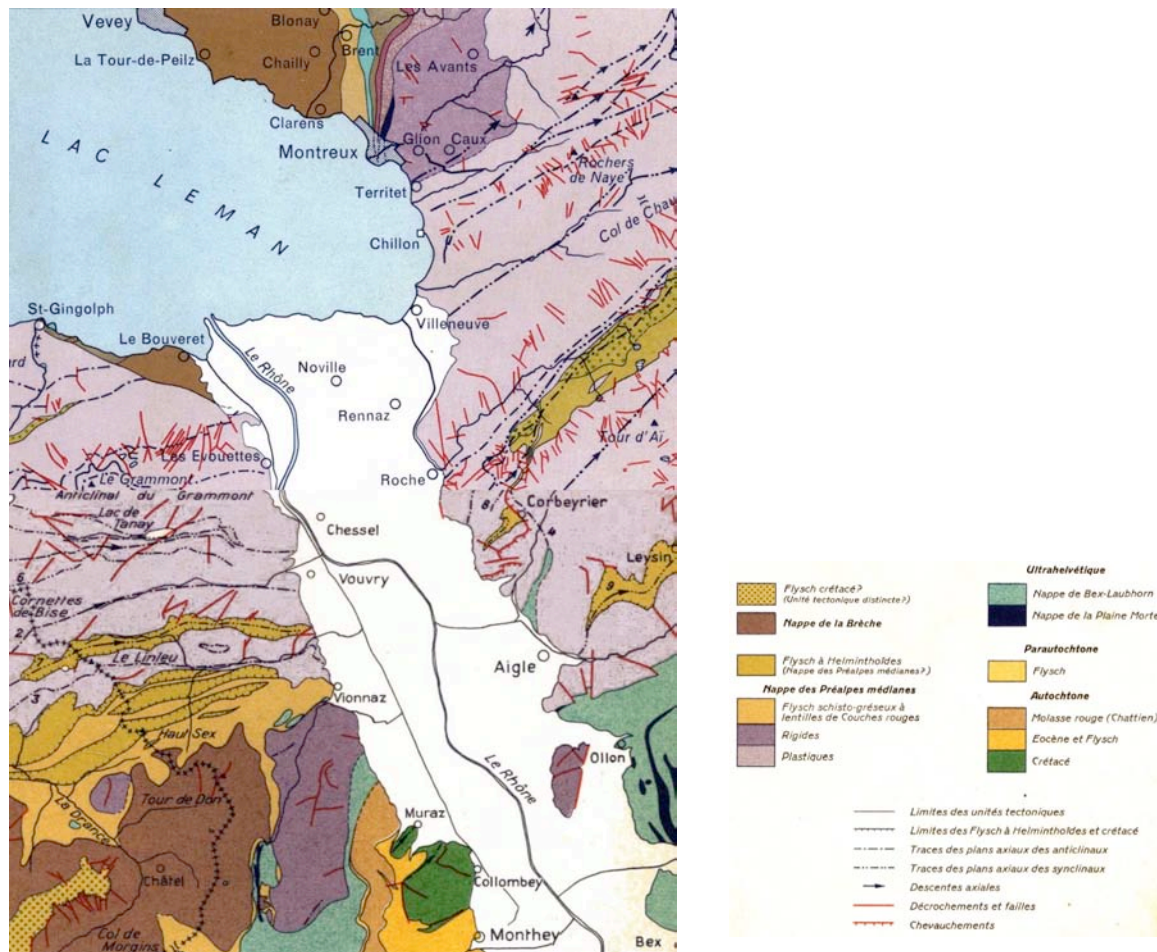


Figure 3.1. : Esquisse tectonique de la région d'étude (feuilles de Montreux 1264 et Monthey 1284, Atlas géologique de la Suisse, 1960)

3.2. Cadre géomorphologique

Stratigraphie des dépôts sédimentaires

Les dépôts sédimentaires de la plaine du Rhône, de même que la structure du bedrock de la vallée sont en relation étroite avec les avancées et retraits du glacier du Rhône pendant la dernière glaciation, le *Würm*, qui a commencé il y a environ 80'000 ans et a pris fin il y a environ 10'300 ans. Les transgressions et régressions lacustres ont également participé au remplissage sédimentaire de la basse plaine du Rhône. Pendant la dernière glaciation, le glacier complexe du Rhône remplissait la vallée jusqu'aux cotes 1500 à 1600 m, où des blocs erratiques rhodaniens ont été trouvés (Schoeneich, 1998).

Le profil en travers entre les villages de Roche et Vouvry (Figure 3.2) met en évidence la structure glaciaire de la vallée et son remplissage de sédiments d'origine différente.

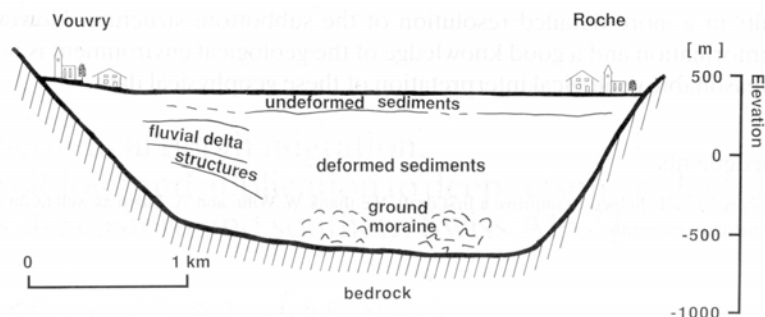


Figure 3.2 : Profil en travers de la basse plaine du Rhône entre Vouvry (VS) et Roche (VD) (Finckh & Klingelé, 1991)

De manière générale, la forme particulière en coude de la Vallée du Rhône est due à une déchirure de la nappe des Préalpes médianes lors de son arrivée en deux lobes chablaisiens et romands : le tracé du Rhône était donc antécédent au soulèvement du massif des Aiguilles Rouges et de la nappe de Morcles (Badoux, 1989). La rivière, pour maintenir sa pente et sa continuité s'y est enfoncée, offrant ainsi une direction au futur creusement de la vallée par le glacier. Sur la figure 3.2., on constate que le bedrock de la vallée a une forme d'auge, typique d'un creusement glaciaire. Un léger surcreusement est visible du côté de Roche : l'érosion a peut-être suivi des niveaux triasiques plus tendre (Besson & al., 1993).

Aujourd'hui les dépôts quaternaires de la plaine du Rhône sont d'une épaisseur de l'ordre de 300 à 400 mètres. Cependant cette épaisseur n'est pas homogène partout: elle varie selon la profondeur du plafond rocheux, ainsi que les périodes de transgression et régression du niveau du lac Léman. Des études récentes semblent même confirmer que la profondeur du fond rocheux se trouverait entre 800 et 1000 mètres à l'amont du lac, donc sous le niveau de la mer (Schoeneich, 2004) et serait due au surcreusement répété de plusieurs glaciers au cours du Quaternaire.

Les premiers sédiments posés sur le bedrock sont la moraine de fond (figure 3.2), formée par le glacier du Rhône qui recule. Celui-ci se termine dans le lac Léman, dont le niveau est supérieur au niveau actuel.

La moraine de fond a été ensuite recouverte de sédiments déformés (figure 3.2) dits *graviers inférieurs* (Freymond, 1971): ceux-ci ont une granulométrie assez fine et sont inégalement répartis dans la plaine. Ils auraient été déposés par le recul progressif du lac depuis St-Maurice jusqu'à Bex.

En même temps, le glacier recule jusqu'à la hauteur de Roche. Selon Freymond (1971), des *sédiments fluvio-glaciaires* se trouveraient dans un quadrilatère compris entre Chessel, Roche, Rennaz et Noville. Ces sédiments auraient été déposés à l'avant du glacier retenu dans le rétrécissement Roche - Portes du Scex, et dont la diminution de surface a provoqué une fusion accentuée de la glace. Toutefois, des recherches plus récentes posent l'hypothèse du fameux Tauredunum, éboulement gigantesque ayant emporté une partie de la paroi du Grammont et provoquant par impact un plissement des alluvions, formant ainsi les collines de Noville et Rennaz, et les soulèvements des régions de Chessel et Crébelley (Schoeneich, 2004). Cet évènement a pu être daté par les historiens approximativement à la période post-romaine et son hypothèse semble la plus plausible.

Sur les graviers inférieurs se trouvent ensuite des *tourbes et des limons*. Ceux-ci auraient été déposés par le lac qui continue de régresser jusqu'à son niveau actuel. Il y avait donc là une plaine marécageuse.

Sur ces tourbes et limons se trouvent des dépôts fins et sporadiques de *limons et de sables*, marquant ensuite une période de légère transgression lacustre. Celle-ci donnera lieu à la formation d'une terrasse de trois mètres au-dessus du niveau du lac actuel.

Des dépôts fluviatiles, dits *graviers supérieurs* (Freymond, 1971) ou *sédiments non déformés* (*undeformed sediments, figure 3.2*) recouvrent ensuite la plaine marécageuse du Rhône à l'exception de la masse fluvio-glaciaire de Chessel - Noville. Ces dépôts sont composés de sédiments grossiers, à savoir des graviers, mais aussi des galets, et des gros éléments. La couche de graviers supérieurs suit parallèlement le niveau topographique de la plaine. Sa granulométrie est souvent décroissante vers le haut, et l'épaisseur de la couche est en moyenne de 10 mètres, décroissant régulièrement d'amont (une quinzaine de mètres) en aval (7 à 8 mètres).

Une *fine couche de limon* repose sur le toit de la couche de graviers. Ces caractéristiques de sédimentation montrent qu'il s'agit de dépôts fluviatiles du Rhône. Cette couche apparaît dans toute la plaine à l'exception de la masse fluvio-glaciaire de Chessel - Noville et de la région immédiatement au S-SE de Villeneuve où les sédiments sont fins et probablement d'origine lacustre (*carte 2, annexe B*). Succède ensuite une nouvelle période de régression du lac de quelques mètres qui l'amène à son niveau actuel de 372 mètres.

Morphologie de surface

Durant le quaternaire récent, le Rhône qui précédemment avait employé le passage de la Porte du Scex, coule temporairement entre l'actuel village de Roche et la masse fluvio-glaciaire de Chessel - Noville. Il en résulte la division du cours d'eau en deux bras, l'un, passant à l'est de la colline de Rennaz, se jette à Villeneuve, et l'autre passant à l'ouest de la colline débouche à l'endroit de l'embouchure actuelle du Rhône. On ne sait cependant si ces deux lits du Rhône ont été utilisés simultanément ou successivement. Cependant il apparaît certain que la branche orientale a été abandonnée en premier, car le fleuve, par son alluvionnement, n'a pu combler le golf existant au S-SE de Villeneuve que l'on trouve actuellement remplis de sédiments fins lacustres. Finalement, le Rhône abandonne son tracé oriental pour ne passer plus que par la Porte du Scex.

Dans la même histoire récente du quaternaire, de nombreux cônes d'alluvion se sont formés de part et d'autres de la plaine du Rhône, construits par débordements successifs de torrents et rivières torrentielles à leur exutoire dans la vallée. Ils sont venus se poser sur les sédiments plus anciens de la plaine. Actuellement, la plupart des villes et villages occupant le paysage sont construits sur ces cônes. En rive droite, il s'agit des agglomérations de Roche, Yvorne, Aigle, Ollon et Bex ; en rive gauche, Les Evouettes, Vouvry, Vionnaz, Muraz et Monthey se situent également sur des anciens cônes d'alluvions. De nombreux cônes d'éboulis et éboulements au pied de parois sont notamment à signaler.

Finalement, en guise de synthèse, la carte de P. Freymond (*carte 2, annexe B*) dessine la morphologie de surface. On constate que les sédiments dits « fluvio-glaciaires » sont divisés en trois zones plus ou moins plissées et/ou recouvertes de moraine. Il s'agit de la zone atteinte par l'éboulement suspecté récemment (Schoeneich, 2004).

3.3. Climat

Le Chablais connaît un climat semblable à la partie nord des Alpes ou aux Préalpes, à savoir modéré par l'effet des courants d'origine Atlantique : l'évolution des températures montre un rafraîchissement en été et un réchauffement en hiver. Le Chablais, malgré sa proximité avec le Valais, connaît généralement un climat plus doux qu'en Valais, ce dernier étant plutôt dominé par les conditions du climat méditerranéen. Le Chablais connaît donc un régime de précipitations semblable au plateau Suisse (entre 800 et 1000 mm/an), tandis que le Valais central (Sion) reste parmi les régions les plus sèches de Suisse avec une moyenne de 600 mm/an seulement (*figure 3.3*).

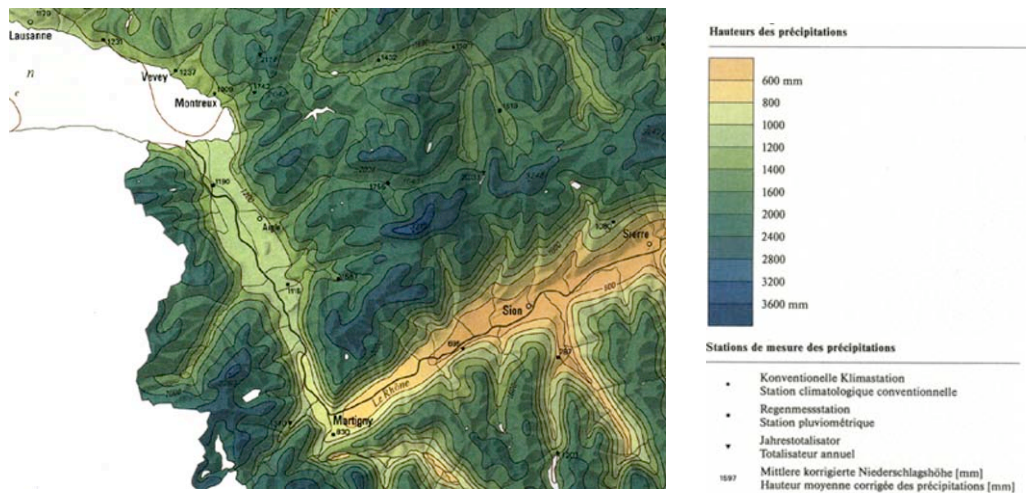


Figure 3.3. : Extrait de carte des hauteurs moyennes corrigées des précipitations (1951-1980) (Atlas climatologique de Suisse, 2000)

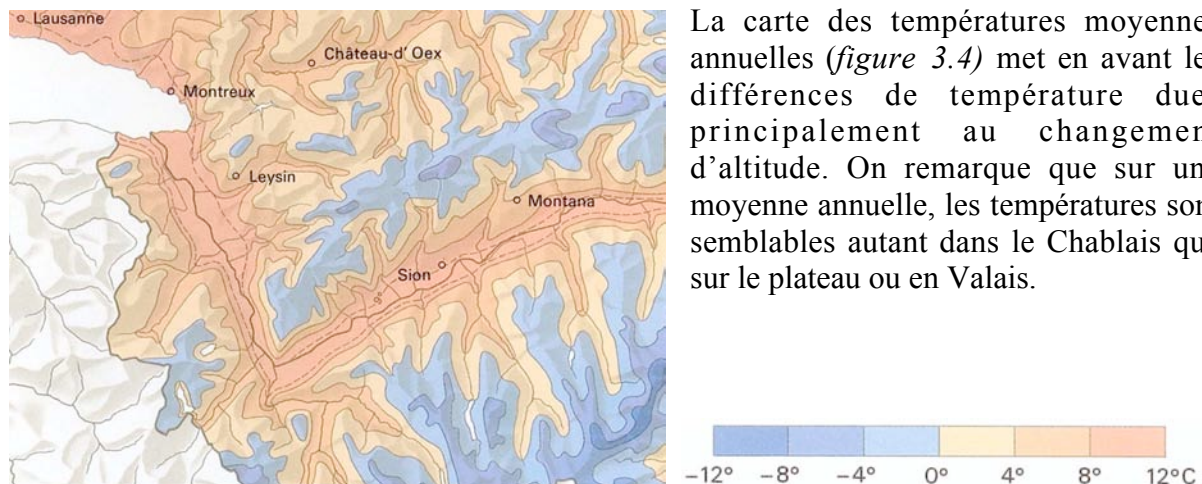
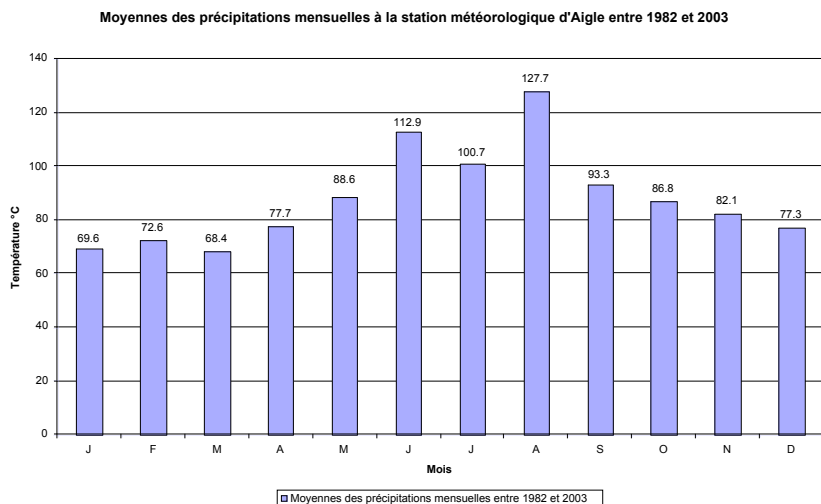
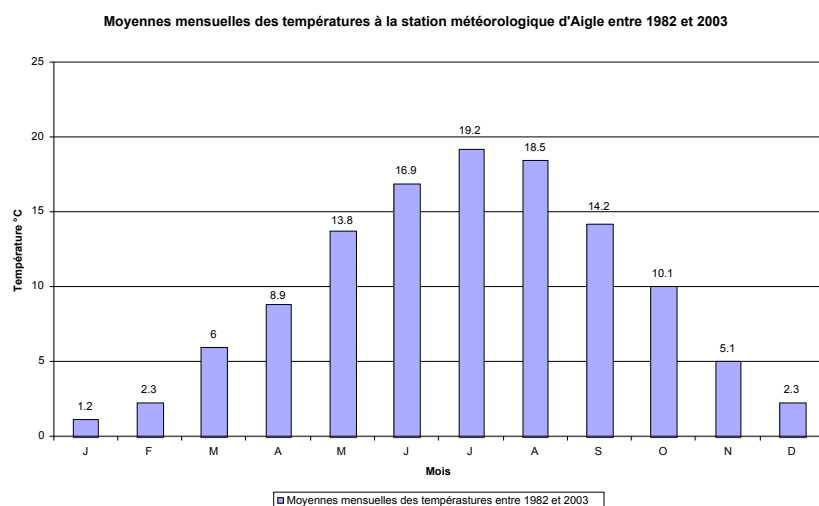


Figure 3.4. : Extrait de carte des températures moyennes annuelles (Atlas climatologique de Suisse, 2000)



Du point de vue de la répartition annuelle des précipitations dans le Chablais, on constate, sur une moyenne de 21 ans (1982 à 2003) une tendance à des étés pluvieux, de juin à août, tandis que les hivers sont généralement plus secs, à savoir les mois de janvier, février et mars (figure 3.5).

Figure 3.5 : Moyenne des précipitations mensuelles, 1982 – 2003, à la station météorologique d'Aigle.



Du point de vue de la variation des températures mensuelles, on constate des étés chauds, dont le mois le plus chaud est généralement le mois de juillet, et des hivers dont les plus basses températures se situent en janvier (figure 3.6).

Figure 3.6 : Moyenne des températures mensuelles, 1982 – 2003, à la station météorologique d'Aigle.

3.4 Hydrographie et hydrologie

3.4.1 Réseau hydrographique actuel

Le réseau hydrique du Chablais vaudois appartient au bassin versant du Rhône, et se situe dans sa partie aval. Mis à part le Rhône, fleuve de source d'origine valaisanne (le glacier du Rhône), le réseau hydrique du Chablais est composé principalement de cours d'eau de montagne, de type nival dans leur partie inférieure (Atlas hydrologique de Suisse, 1992) et qui descendent les vallées latérales pour rejoindre de part et d'autre de la plaine le fleuve principal. En plaine, deux canaux principaux se situent en rive droite et rive gauche du Rhône, respectivement le *Grand Canal* et le *Canal Stockalper*. Une multitude de petits canaux à ciel ouvert font aussi partie de ce réseau. Cependant, il semble inutile de les énumérer un à un, seul le *Grand Fossé* se jetant dans le Grand Canal à la cote 378 ayant un nom. L'extrait de carte hydrographique ci-dessous (*figure 3.7*) met en évidence les différents cours d'eau. Ceux-ci figurent également sur la carte topographique (*carte 1, annexe A*).

En rive droite (VD) :

- *L'Avançon* prend naissance de la jonction de deux cours d'eau, d'une part *L'Avançon de Nant*, qui prend sa source dans le vallon de Nant à une altitude de 1900 mètres environ et d'autre part *L'Avançon d'Anzeindaz*, qui prend sa source dans les alpages d'Anzeindaz à 2000 mètres d'altitude. *L'Avançon* rejoint le Rhône à Massongex, à la cote 398.8 mètres.
- *La Gryonne*, en provenance du plateau de Villars, prend sa source à une altitude de 1800 mètres, aux *Champs de Gryonne* et se jette dans le Rhône à la hauteur de Monthey, à la cote 396 mètres.
- *La Grande Eau* prend sa source à une altitude comprise entre 1900 et 2500 mètres, au-dessus du village des Diablerets, à savoir dans le *Glacier de Pierredar* et le *Glacier de Prapio*. Elle descend toute la vallée des Ormonts, rejoint le Rhône à la hauteur de Aigle, en contournant la ville, et passe par-dessus le Grand Canal par un aqueduc avant de se jeter dans le fleuve, à une altitude de 383 mètres.
- *L'Eau Froide* prend sa source à une altitude de 1500 mètres, dans les *Marais d'Argnaule*, sous le versant nord des tours d'Aï. Plusieurs petits affluents rejoignent son cours pour atteindre finalement le village de Roche par des gorges, contourner le village et rejoindre le lac Léman dans un dernier tronçon canalisé à la hauteur de Villeneuve.

En rive gauche (VS) :

- *La Vièze* prend sa source à une altitude de 1700 mètres, en aval du *col de Cou*, au fond du *Val d'Illiez*, et rejoint le Rhône à la hauteur de Monthey à une altitude d'environ 396.5 mètres.
- Plusieurs petits cours d'eau tels *Le Pessot*, le *Torrent de la Greffe*, *L'Avançon*, *Le Fossau* et *Le Tové* s'écoulent des versants en rive gauche du Rhône, mais contrairement aux cours d'eau de la rive droite, ils se jettent dans le Canal Stockalper creusé à partir de Collombey.
- Finalement, un dernier cours d'eau, *Le Tové*, qui prend sa source à Port-Valais, se jette directement dans le lac Léman au Bouveret.

Actuellement, il n'existe généralement plus de zones marécageuses dans la basse plaine du Rhône, celles-ci étant drainées par de multiples drains et canaux. Seule la réserve naturelle

des Grangettes, biotope d'importance nationale est composée principalement de zones marécageuses (Gentizon, 2003). Le long du Vieux Rhône et dans une petite zone proche du Rhône à la hauteur de Bex, se trouvent également quelques marais. Les étangs sont par contre nombreux : on en trouve 11 dont 2 dans la réserve des Grangettes.

Les sources de pied de versant sont également nombreuses : dans un quadrilatère compris entre *Les Evouettes*, *Versvey*, *Villeneuve* et le *Bouveret*, il en existe 6 en rive droite (VD), dont trois successives importantes derrière le village de Roche, trois derrière le village de Versvey, et 5 en rive gauche (VS). Deux autres sources sont présentes plus en amont, en rive droite, derrière le village de Aigle et sur le cône de déjection de *La Gryonne*, entre Bex et Ollon (Carte géologique, Monthey 1284).

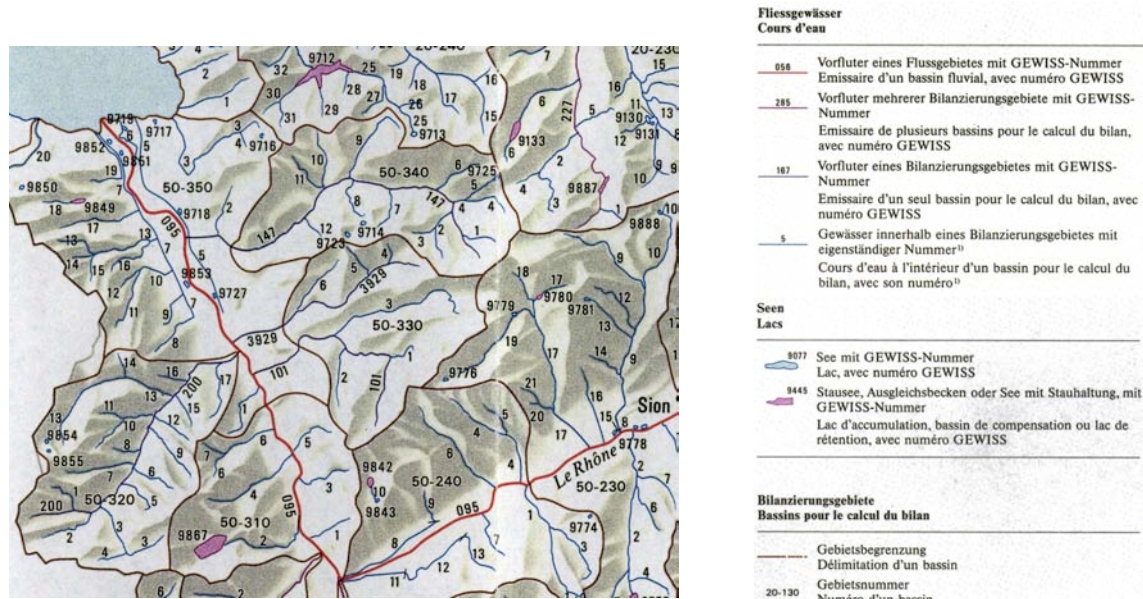


Figure 3.7 : Réseau hydrique de la région d'étude (*Atlas hydrologique de Suisse, 1992*)

3.4.2 Evolution historique du Grand Canal et corrections du Rhône

Le Grand Canal, comme beaucoup d'autres canaux de la plaine du Rhône, est en étroite relation avec la correction du Rhône, dont il a été le complément nécessaire pour la mise en culture de la plaine. Jusqu'au milieu du XIX^{ème} siècle, la plaine en aval de St-Maurice était encore marécageuse. Les torrents principaux arrivant par les vallées latérales étaient déjà rendus directement au Rhône. Par contre, les plus petits cours d'eau se trouvaient resserrés entre la montagne, les cônes de déjection et le fleuve dans la plaine. Le seul moyen de rendre à la culture ces bassins fermés situés entre la montagne et le fleuve était de construire des canaux parallèles au Rhône, passant sous certains cônes en tunnel et rejoignant le fleuve à une distance plus ou moins longue, grâce à une pente plus faible que celle de l'émissaire principal de la vallée. Dans le cas du Grand Canal, celui-ci ne rejoint pas le fleuve, mais va directement au lac. Les digues du Rhône font notamment obstacle à l'écoulement des eaux secondaires, malgré le fait qu'elles empêchent le fleuve de déborder.

On a cru longtemps que l'état marécageux de la plaine provenait des infiltrations du Rhône. Or, elles sont peu importantes, car le Rhône colmate son lit avec les limons qu'il transporte. De plus, on a pu observer que les canaux de la plaine ont un débit maximum lorsque le Rhône est à son étiage, et que même pendant les crues, les canaux situés à proximité des arrière-bords n'accusent que de très faibles variations de niveau. Cela démontre que si les terrains devenaient marécageux, c'est que les eaux provenant des coteaux ou de la plaine n'arrivaient pas à s'écouler à une profondeur suffisante dans le lit du fleuve et qu'elles stagnaient trop près de la surface.

L'ouverture d'un premier canal de dérivation d'Yvorne jusqu'au lac fut décidée par le Gouvernement vaudois à la suite de l'inondation de 1846 qui s'étendit jusqu'à Villeneuve. Le projet d'exécution prévoyait son extension jusque dans la région d'Aigle et l'exécution d'un système de canaux latéraux. Les travaux ont duré de 1852 à 1862. A la même époque, le canal Stockalper, construit au XVII^{ème} siècle, fut amélioré par les communes valaisannes (DFI, 1964).

Suite à l'inondation désastreuse de 1860, la correction systématique du Rhône en amont du lac Léman fut entreprise avec l'aide de la Confédération (DFI, 1964). En 1871, le Département des travaux publics du canton du Valais fit alors élaborer un projet général pour l'assainissement de la plaine du Rhône depuis Brigue jusqu'au Lac Léman. Il s'agissait de la première correction du Rhône. Ces travaux ont fixé le cours du fleuve par la construction de digues en épis et ont mis fin aux divagations du fleuve, le contenant enfin entre deux digues insubmersibles. Ils ont également permis d'intensifier la mise en culture dans la plaine. Cependant, le drainage n'était pas satisfaisant en raison des collecteurs qui n'étaient en général pas assez profonds. En outre, l'exhaussement progressif du fond du lit du Rhône se faisait sentir défavorablement sur l'état des terrains, et plusieurs inondations successives démontrèrent l'inefficacité de certaines digues.

Les travaux d'assainissement sur la rive vaudoise reprirent en 1916. A cette époque, malgré l'existence du premier tronçon, plus des deux tiers de la plaine comprise entre St-Maurice et le lac, soit 3 230 ha, était encore marécageuse. Le projet prévoyait la capture des eaux de surface au pied des monts pour les conduire dans l'émissaire principal au moyen d'un système de canaux appropriés. L'abaissement de la nappe d'eau était obtenu par l'action conjuguée de canaux à ciel ouvert et de drainage adaptés au degré d'imperméabilité du sous-sol. Le Grand Canal fut donc approfondi sur une longueur de 15,5 km. On créa un chenal de 500 mètres de long dans le lac pour assurer l'écoulement des eaux du canal vers le large. Plusieurs canaux secondaires furent ajoutés, sur une longueur de 10,3 km environ. Et finalement, la section d'écoulement de l'*Eau Froide* fut augmentée sur une longueur de 1,4 km. Plus tard, en 1935, une inondation eut lieu aux Paccays, qui endommagea une grande partie du Grand Canal. Celui-ci nécessita donc des travaux de réfection.

Dans les années 30, la deuxième correction du Rhône concernait dans la mesure la plus urgente de rétablir le niveau primitif du Rhône, spécifiquement dans la région entre Chippis et Dorénaz, en Valais. Notamment entre St-Maurice et le lac, les crues de 1948 et 1954 ont démontré que les débits maximums admis pour la première correction du Rhône étaient trop faibles, ce qui a poussé à la révision systématique des digues particulièrement sur la rive vaudoise (surrélévement). La plaine du Rhône a été ainsi complètement assainie, laissant place aux nombreuses cultures, et supprimant totalement les marais insalubres qui la recouvraient autrefois.

Actuellement, une troisième correction du Rhône est en cours d'étude, car on a constaté, depuis les inondations de 2000, que le fleuve est incapable d'évacuer une crue qui se produit

en moyenne chaque cent ans, soit centennale, équivalente à celle d'octobre 2000. Le Rhône, réaménagé dans la perspective de cette troisième correction n'occasionnerait plus de dégâts lors d'une crue centennale (Service des routes et cours d'eau, 2001).

3.5 Hydrogéologie

L'hydrogéologie de la basse plaine du Rhône a été un sujet passablement étudié depuis les travaux d'aménagement pour la construction de l'autoroute Lausanne - St-Maurice en 1966 (Mornod, Meyer de Stadelhofen, Gonet, Gloor, Rescher). En particulier, Bertrand, hydrogéologue pour Hydro-Rhône S.A. a rédigé plusieurs rapports sur le sous-sol de la plaine du Rhône (1979 Bertrand & Mornod, 1980 Bertrand & Mornod, 1983, 1984, 1985), dont un rapport concernant le palier 10 dans la basse plaine du Rhône, zone allant des *Evouettes* au lac Léman (Bertrand, 1986).

L'hydrogéologie du Chablais est un aspect environnemental important quant à la répartition de l'eau et de sa géochimie, tant du point de vue spatial que du point de vue des conditions météorologiques. A ces conditions de travail répond idéalement l'étude de Bertrand citée ci-dessus. C'est pourquoi les données de ce présent chapitre proviennent essentiellement de son rapport. Ces dernières ont toutefois un âge de 20 ans et peuvent ne pas être tout à fait objectives.

3.5.1 Mouvements de l'eau dans la nappe phréatique

Les mouvements de l'eau dans le sous-sol ne sont pas les mêmes durant toute l'année, et sont étroitement interdépendants avec le niveau de la nappe phréatique. Les périodes de hautes ou basses eaux ont des caractéristiques passablement différentes, que l'on peut considérer en comparant les cartes de profondeur de la surface piézométrique en périodes de hautes eaux (2-3 juillet 1985) et basses eaux (29-30 octobre 1984), ainsi que les cartes des potentiels de la nappe en période de hautes eaux (2-3 juillet 1985) et basses eaux (29-30 octobre 1984) (*cartes 3 à 6, annexes A*, Bertrand, 1986). La figure 3.8 résume les cartes 3 et 4 (*annexes A*), à savoir les mouvements de l'eau dans la nappe phréatique.

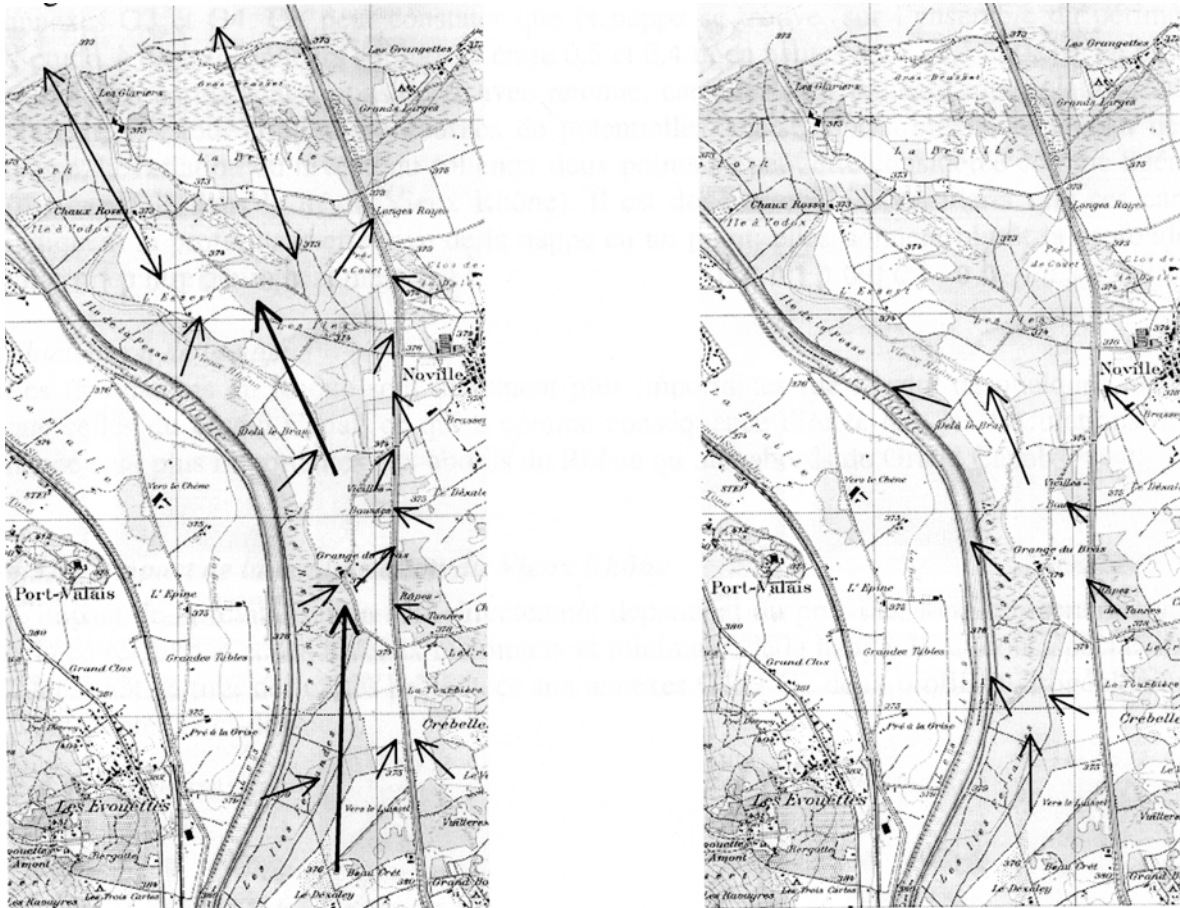


Figure 3.8 : Schéma de l'écoulement des eaux souterraines, à gauche pour les périodes de hautes eaux, à droite pour les périodes de basses eaux (les flèches montrent les directions d'écoulement des eaux souterraines). Uniquement entre le lac et le km 5 (Les Evouettes). (De Montmollin, G., 2000 repris de Bertrand, 1986)

Voici un résumé succinct des différentes observations en périodes de hautes et basses eaux :

- en période de hautes eaux, les secteurs de nappe manifestent une alimentation à partir du Rhône en rive droite, du km 8 (Vouvry) jusqu'au km 2¹. En rive gauche, il n'y a aucune extension ; le lac joue manifestement un rôle de niveau de base drainant sur 2 km depuis le lac en rive droite et sur la plus large partie de la rive gauche ;
- en période de basses eaux, le Rhône se manifeste comme moyen d'alimentation de la nappe seulement en rive droite et en amont du km 8,0 (Vouvry) ; du km 5 (Les Evouettes) au lac, il fonctionne comme niveau de base ;
- en hautes eaux, la profondeur de la nappe est inférieure à 2 mètres sur des larges secteurs particulièrement développés près du lac. Celui-ci influence manifestement tout le secteur de la nappe compris entre la berge et une distance de 1,5 à 2 km environ ; en période de basses eaux, son rôle est moindre (carte 6 , annexe A) ;

¹ Les kilomètres sont calculés depuis le lac vers l'amont en suivant le Rhône. La carte 1 (annexes A) met en évidence le kilométrage le long du Rhône.

- le Canal Stockalper et plus particulièrement le Grand Canal ont un rôle de drainage important ;
- le *Grand Fossé*, anciennement appelé le *Fossé des Grands marais* joue un rôle de drain en période de hautes eaux ;
- le Grand Canal joue un rôle de drain renforcé par la présence, en particulier sur la rive droite du Grand Canal, de terrains morainiques (ou d'alluvions replissés, Schoeneich, 2004) à comportement moins favorable à l'acheminement et à l'évacuation des eaux souterraines que l'aquifère rhodanien gravelo-sableux type ; ce rôle de drain des canaux n'exclut cependant pas un certain colmatage de leur lit. La réponse de la nappe à un épisode pluvieux est donc faible à imperceptible dans les graviers, et importante dès que l'aquifère est plus fin ;
- il existe des zones en charge ou captives, particulièrement en période de hautes eaux: l'une d'elles est à l'Est de Chessel, de part et d'autre du Grand Canal, du km 4,5 au km 8,0 ; une seconde, moins étendue, est décelée au Nord de Chessel. Des enquêtes auprès des exploitants agricoles laissent pressentir que ces zones en charge pourraient, entre le Rhône et le Grand Canal, de part et d'autre de Chessel être plus développées que ce que les cartes des potentiels le suggèrent. L'hypothèse de la mise en charge de ces zones à partir du Rhône apparaît comme la plus vraisemblable ;
- les précipitations sont le facteur prédominant dans l'alimentation de la nappe et ses mouvements ; il en résulte qu'à partir de 200 mètres environ du Rhône, les hautes eaux peuvent se manifester en toutes saisons ;
- un large secteur de nappe sur rive droite, entre Roche et Chessel est indépendant des mouvements du Rhône ;
- dans l'ensemble, l'influence des versants sur la nappe est secondaire, à mesure de leur écartement ;
- les grandes lignes de l'hydrologie souterraine sont conservées quand on passe d'une situation de hautes à basses eaux : ce caractère est dû en grande partie à la proximité du lac qui induit, à l'exception en hautes eaux des secteurs de nappe contigus au Rhône, une forte emprise sur toute l'hydrologie souterraine du palier 10 (jusqu'aux Evouettes).

De manière générale, toute confirme un certain assujettissement de la nappe au Rhône, qui disparaît dès que l'on s'éloigne de quelques centaines de mètres du Rhône ; cet assujettissement confirme le rôle du Rhône dans l'alimentation de la nappe et témoigne d'un colmatage encore relativement réduit du lit. Il ne signifie pas cependant que l'alimentation de la nappe par le Rhône soit seulement active en hautes eaux, même si le phénomène est effectivement plus efficace durant cette période.

3.5.2 Chimie des eaux dans la nappe phréatique

La chimie des eaux dans la nappe souterraine de la basse plaine du Rhône peut être résumée par les propos ci-dessous (Bertrand, 1986 et *cartes 7 et 8, annexes A*):

Secteurs à proximité du Rhône :

- le passage du type eaux du Rhône à eaux de la nappe se fait par augmentation de la minéralisation, et pour l'essentiel un enrichissement en carbonates et bicarbonates, calcium, et à un degré moindre, en sulfates. Les comportements chimiques sont plus homogènes proche du Rhône et font preuve de particularités et conditions locales plus on s'éloigne du Rhône.

Les versants² :

- la conductivité de la nappe apparaît beaucoup plus élevée proche du versant, du côté de Versvey. Cette observation est à mettre en relation avec les résultats du Laboratoire d'hydrologie de l'Université de Lausanne (1970) : l'alimentation de la nappe à cet endroit se fait avec des eaux fortement sulfatées en provenance du versant au-dessus de Versvey. Le Grand Fossé draine de l'eau également très sulfatée.
- de fortes concentrations en sulfates se manifestent à l'Est de l'autoroute au Sud de Roche. Il est probable que ces eaux sulfatées proviennent du versant et soient dues éventuellement à des infiltrations dans le cône de la Grande Eau. De même, en rive gauche, des fortes concentrations sont observées dans le cône des Evouettes.

Les sources de pied de versant² :

- quelques sources importantes jaillissent en pied de versant du palier 10 de la basse plaine du Rhône : il s'agit des sources dans le village de Roche, à Versvey et au pied de la colline de Port-Valais. Les sources de Roche ont un débit d'étiage se situant autour de 4'000 l/min, et leur concentration en sulfates augmente chaque automne, ce qui provoque une augmentation de la dureté moyenne des eaux. Cependant, les eaux de source de Roche et de Port-Valais restent peu minéralisées (en particulier de faibles concentrations en sulfates : 6 et 66 mg/l en hautes eaux aux sources de Roche). On ne peut donc postuler d'importantes concentrations en sels en provenance du versant. La conductivité dans la nappe ne montre par ailleurs aucune augmentation significative à l'approche des versants.
- les sources de Versvey sont par contre très minéralisées, et démontrent des conductivités de 1'400 à 1'600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la source la plus sulfatée. Cette minéralisation évolue peu au cours du cycle hydrologique et l'essentiel de leur débit est évacué directement. L'influence de ces sources sur la nappe d'eau souterraine n'apparaît pas dans les données recueillies.

Les secteurs centraux de la plaine :

- les concentrations en nitrates sont dans l'ensemble de la nappe assez faibles, à l'exception de zones à fortes valeurs orientées N-S de part et d'autre de Chessel. Ces dernières pourraient être liées à l'intense activité horticole (fumure) qui caractérise ce secteur.

² Le dispositif de mesure installé pour l'étude de Bertrand (1986) a été placé de manière à mesurer les influences du Rhône sur la nappe, plus que l'influence des versants. Les résultats obtenus à propos du rôle des versants dans l'alimentation de la nappe ne sont donc pas totalement certains.

- des fortes concentrations en chlorure se trouvent aux abords de la route cantonale de Noville, au pont sur le Grand Canal et le long de l'autoroute. Ce phénomène est nettement lié aux opérations de déneigement chimique des routes.
- les eaux sont plus minéralisées en hautes eaux qu'en basses eaux, cela aussi à proximité du lac. Cependant, de manière générale, la minéralisation diminue à proximité du lac.
- dans le niveau en charge relevé de part et d'autre de Chessel, les analyses ont mis en évidence une oxydabilité légèrement supérieure à la moyenne et un début de réduction des nitrates.

Les canaux :

- le Canal Stockalper a de fortes valeurs en oxygène dissous, tandis que le Grand Canal montre une forte minéralisation due à la présence des sulfates. Le Grand Canal est plus minéralisé que le canal Stockalper.
- l'évolution des paramètres chimiques entre périodes de hautes et basses eaux reste faible.
- on ne constate pas de modifications significatives de la minéralisation entre stations amont et stations aval dans les deux canaux.
- les canaux jouent un rôle de drain confirmé : ils constituent sur une bonne partie de leur parcours la limite entre secteurs de nappe à conductivité différente ; la trace de ce rôle se retrouve en particulier dans la valeur élevée de la conductivité de l'eau du Grand Canal (environ 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Tréf. : 20°C).

3.5.3 Conclusion sur l'hydrogéologie relative au Grand Canal

Comme nous l'avons dit précédemment, le Grand Canal sépare deux zones à caractères hydrogéologiques différents : une rive gauche passablement dépendante du Rhône, et une rive droite plus entièrement liée au régime des précipitations.

En rive gauche, le Rhône a un rôle assez important quant au niveau en charge relevé de part et d'autre de Chessel, amplifié lors des périodes des hautes eaux.

En rive droite, les versants ont probablement un rôle sur l'alimentation de la nappe, phénomène qui n'est pas partout observé. Il est des secteurs (Porte du Scex et quelques tronçons en rive droite) où le versant alimente la nappe, et d'autres où il n'alimente que très peu, soit que le passage de l'eau du versant à la nappe soit rendu difficile par la présence de dépôts fins en pied de versant, soit que quelques grandes sources (à Roche et à Port-Valais) évacuent ponctuellement l'essentiel des eaux infiltrées sur les versants.

En ce qui concerne le drainage du Grand Canal, son action est certes dépendante du niveau de la nappe. Sur un large secteur proche du Rhône, son rôle est influencé par le fleuve, surtout en période de hautes eaux, mais c'est surtout de manière générale aux précipitations que le Grand Canal doit son rôle.

Les précipitations ont une influence sur l'ensemble de l'hydrogéologie du bassin versant du Grand Canal, qui est de plus marquée par la nature des terrains et de l'aquifère. En conséquence, la minéralisation de la nappe s'acquiert pour une large part sur place, par mise en solution, en particulier par les eaux de pluie infiltrées, des ions contenus dans le sol, naturellement en place ou apportés. Ce mode de minéralisation sur place explique en particulier l'existence de zones fermées à forte conductivité.

Le lac Léman a également un rôle d'alimentation de la nappe, dès lors sur le Grand Canal, sur les 2 km aval environ.

3.6 Pédologie

Cette partie a déjà été traitée de manière générale dans le chapitre 3.2. Les sols traversés par le Grand Canal sont pour la majorité, jusqu'à la hauteur de Chessel, des alluvions rhodaniennes. A partir de Chessel, il s'agit de remplissage fluvio-glaciaire, dont du matériel morainique (*carte 2, annexe A, Freymond, 1971*) ou d'éboulement (Schoeneich, 2004). Ce sont donc des terres très fertiles, propices à l'agriculture, formées principalement de limons et d'argiles dans la couche supérieure. Leur granulométrie est donc généralement fine et leur structure stable. La perméabilité des alluvions de plaine est généralement élevée de même que leur porosité d'interstice, ce qui permet l'existence d'un aquifère important (Atlas hydrologique de Suisse, 1992).

En ce qui concerne les dépôts fluvio-glaciaires autour de Noville, leur perméabilité est plus faible que celle des alluvions rhodaniennes. Cela explique notamment que le fonctionnement hydrodynamique est différent : la recharge de l'aquifère ne se fait que par les précipitations et les eaux ont un temps de séjour plus long (faible circulation).

3.7 Le Grand Canal

Le Grand Canal, objet de cette étude, se situe dans le cadre environnemental présenté précédemment (3.1 – 3.6). Sa situation géographique brièvement présentée dans la partie d'introduction (1.3), de même que son environnement naturel ou construit et les sites d'échantillonnage discutés dans le chapitre suivant peuvent être lus sur la carte 1 en annexe A.

3.7.1 Morphologie du canal

Le Grand Canal a une largeur de 3 mètres à l'amont, et s'élargit progressivement vers l'aval pour atteindre une largeur de 15 mètres à son embouchure dans le Léman. Sa profondeur augmente également de l'amont à l'aval, d'environ 10 cm d'eau à l'amont à 1m20 à l'aval par temps sec, et 1m80 après de fortes précipitations. Les apports en eau sur le long de son trajet sont donc conséquents. De manière générale, l'eau est relativement turbide à partir de Chessel.

Le fond du canal est couvert de galets sur les 20 premiers mètres amont, puis petit à petit rempli de sédiments et d'algues. Le fond est composé d'une épaisse couche de vase à l'aval. Il s'agit donc d'un fond naturel, moyennement colmaté à l'aval par la superposition de sédiments. Les digues sont construites en blocs de pierre posés les uns sur les autres à la main (enrochements), superposées d'un talus en herbe d'une hauteur de 3,2 mètres. De chaque côté du canal se trouve une route de troisième classe interdite à la circulation, si ce n'est pour usage agricole. Les promeneurs sont donc nombreux les jours de beau temps.

Le profil suivant schématise les propos ci-dessus :

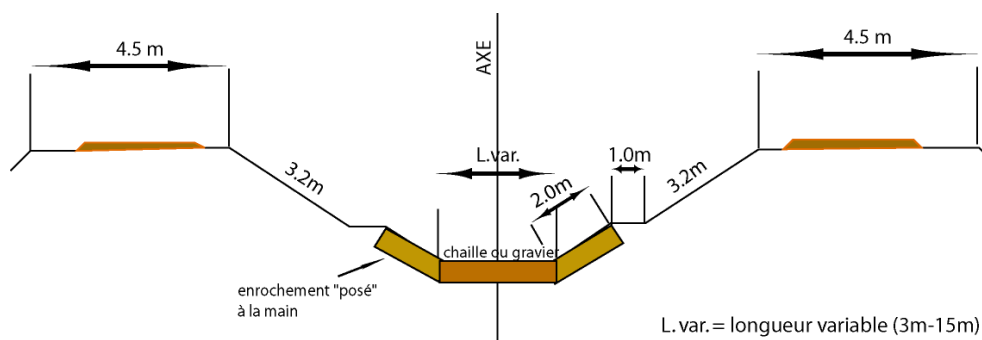


Figure 3.9 : Profil en long du Grand Canal (de St-Triphon à Chessel) (Département des travaux publics). Le Grand Canal n'a cependant pas toujours les mêmes dimensions selon les endroits: la largeur du canal augmente de l'amont à l'aval, de même que l'espace laissé entre l'enrochement et le talus (en prévision des crues). Seule la hauteur de la dige depuis l'enrochement (3.2m) reste constante.

3.7.2 Environnement direct du Grand Canal

Afin de situer plus précisément les divers aspects formant l'environnement du Grand Canal, la carte 1 (*annexes A*) peut être utilisée comme point de référence.

L'environnement direct du Grand Canal est principalement composé de **terres agricoles**. De nombreux drains drainent ces terres de chaque côté du canal et y déversent l'eau drainée. Ils apportent au canal de grandes quantités de nutriments ainsi que des particules de terre en provenance des champs. Ces terrains cultivés sont présents de part et d'autre du cours d'eau de l'amont à l'aval, avec une prédominance à l'aval. Plus précisément, à partir du 9^{ème} km (*Les Paccays*), la surface de terres agricoles augmente ainsi que la fréquence des drains. Le canal est longé depuis sa source par l'autoroute sur une distance de 4 km en rive droite. Cependant, l'eau en provenance des terres agricoles de la rive droite se déverse également dans le canal par des drains construits sous l'autoroute.

Les **stations d'épuration** sont le deuxième facteur agissant sur les eaux du canal : la station d'épuration des Bruets, située sur la commune d'Ollon déverse ses eaux épurées dans le canal, par l'intermédiaire de deux tuyaux de drainage traversant des terres agricoles. Cette STEP récolte les eaux usées en provenance du plateau de Villars et des villages avoisinants. La station d'épuration de Yvorne a également un impact sur les eaux du canal, mais plutôt secondaire : les eaux épurées de la STEP se déversent d'abord dans l'*étang des Communailles* qui se vide lentement dans le canal par un exutoire.

Le troisième facteur composant l'environnement direct du canal est la présence de **villages**, tels que Chessel ou Noville, dont les eaux usées doivent normalement être pompées jusqu'à la STEP d'Yvorne. Cependant, certains déchets hygiéniques retrouvés dans des rejets se déversant dans le Grand Canal laissent croire que certaines connections dans le réseau des eaux usées sont endommagées ou mal connectées (plus précisément : rejet de Chessel, et Canal du Bex à Noville). La SESA est actuellement au courant de ce problème et devrait y donner suite dans les prochains temps.

3.7.3 Quelques particularités (d'amont en aval)

L'environnement construit aux abords du Grand Canal n'a pas toujours de relation avec ce dernier. Ce petit chapitre permet donc de se rendre compte plus précisément des endroits spécifiques qui pourraient réellement avoir un impact sur la qualité des eaux du canal (*carte 1, annexes A*).

La station d'épuration de Bruet, Ollon (A) :

La station d'épuration de Bruet se situe derrière la colline de St-Triphon, entre la ville d'Ollon et le Grand Canal. Elle est reliée au Grand Canal non loin de sa source par le canal de Bruet, canal souterrain dans lequel se déversent également des drains des surfaces agricoles.

La STEP de Bruet fonctionne depuis mai 1973 (Station d'épuration de Bruet, 1973). Elle récolte les eaux de plusieurs communes dont Ollon, entre autres le plateau touristique de Villars-Chesièrre-Arveyes.

En 1990, la commune d'Ollon a entrepris l'assainissement du réseau d'épuration de la ville d'Ollon. Ce projet était de transformer les réseaux de rejet des eaux pour la plupart unitaires en réseau séparatif séparant les eaux propres des eaux usées. Cela permettait de garantir un traitement maximal des eaux à la station d'épuration en cassant les pointes de débit lors de périodes de crues : ces dernières sont passées de 360 l/s à 250 l/s actuellement. La capacité actuelle maximale de traitement étant de 160 l/s, ces travaux d'assainissement n'ont donc pas permis d'éliminer entièrement les débordements, cependant ils ont induit un plus grand pourcentage de traitement annuel (rendement).

Actuellement, la station d'épuration de Bruet a deux projets en cours : le premier concerne l'incinération des boues à l'usine SATOM de Aigle et le second la vérification des réseaux de rejet des eaux sur le plateau de Villars-Chesièrre-Arveyes, qui ne sont pas encore tous en réseau séparatif. Par la suite, ces travaux devraient permettre la quasi-totalité du traitement des eaux, ou du moins diminuer passablement les débits lors de périodes de fortes précipitations ou de fonte des neiges au printemps. De plus, pendant les périodes touristiques à Villars, des rejets mal raccordés ont été observés dans la Gryonne : ceux-ci vont alors directement au Rhône sans passer par la STEP de Bruet.

La STEP de Bruet récolte une quantité d'eau passablement importante du fait d'un large réseau (100 km) reliant un nombre élevé d'habitants (6'500 habitants à l'année et 10'000 à 15'000 en période de vacances hivernales). Vu la situation géographique des villages du réseau, les fluctuations de débit sont passablement importantes durant l'année : les facteurs pluviométriques et climatiques sont responsables des pointes de débit existant pendant les mois de mars, avril, mai et juin (fonte des neiges) et juillet (forte pluviométrie). Les fluctuations de charge les plus importantes sont cependant liées au tourisme d'hiver dans la station de ski de Villars. De fortes variations d'entrée en orthophosphates sont donc observées dans la STEP principalement pendant les relâches de février, ainsi que pendant les périodes de Noël, Nouvel-An et Pâques. Cependant, au niveau de la STEP ceci n'implique pas une sortie en orthophosphates plus élevée. En effet, la capacité de rendement de la STEP ne dépend pas de la charge d'entrée mais du débit. Si la charge est plus importante, celle-ci est diluée afin d'observer une teneur de 0.1 mg/l en orthophosphates à la sortie. La surcharge en nombre d'habitants raccordés au réseau n'implique donc pas de rendement plus faible ; au contraire le rendement tend à être supérieur car l'eau est fortement diluée dans la STEP. Le rendement pourrait être véritablement faible seulement si la période de surcharge hivernale correspondait à une période de fortes précipitations ou fonte des neiges, ce qui est rarement le cas.

L'industrie Tamoil (B) :

La raffinerie Tamoil se situe en rive gauche du Grand Canal, 3 km en aval de sa source. Contrairement à ce que l'on pourrait penser, cette industrie n'a aucun rejet dans le Canal.

La station d'épuration d'Aigle (C):

La STEP d'Aigle se situe en rive droite du Grand Canal, à 6 km en aval de sa source. Contrairement à la STEP d'Ollon, elle n'a aucun rejet direct dans le Grand Canal : ses eaux sont dirigées vers le Rhône. Cependant, en cas de rupture de courant ou d'orage exceptionnel il est arrivé que ses eaux soient déversées dans le Grand Canal. Cela reste toutefois un événement rare depuis que l'ancien réseau unitaire a été transformé en réseau séparatif.

La Grande Eau (D):

La Grande Eau, en provenance de la ville de Aigle, traverse le Grand Canal sur un aqueduc (coordonnées 561.237/130.516) avant de se jeter dans le Rhône. Cependant une maigre quantité d'eau de la Grande Eau est déversée dans le Grand Canal à partir du mois de juin, afin d'améliorer la qualité de l'eau de ce dernier par apport d'oxygène.

La station d'épuration d'Yvorne (E) :

La STEP d'Yvorne se situe en rive droite du Grand Canal, à 8 km de sa source. Rejetant ses eaux dans l'*étang des Communailles* situé au bord du Grand Canal, elle n'a pas d'implication directe avec ce dernier, car les eaux stagnent une longue période dans l'étang avant de se déverser dans le Grand Canal.

La déchetterie de Noville (F) :

La déchetterie de Noville se situe en rive gauche du petit canal du Bex, affluent en rive droite du Grand Canal. Jusqu'en 1996, cette dernière n'existait pas mais une décharge publique se trouvait à sa place, dans laquelle toutes sortes de déchets étaient accumulés. Suite à de nombreux déversements de matières nocives dans le petit canal du Bex, la décharge a été officiellement fermée en 1996. Dès lors, transformée en déchetterie, un contrôle continu est effectué : les habitants possèdent chacun une clé permettant d'ouvrir un portail d'entrée sous vidéo-surveillance. Ainsi, les habitants sont amenés à ne pas y mettre de dépôts illicites. Dans la déchetterie, rien n'est à même le sol : il s'agit de bennes à ordures pour dépôts organiques, ligneux, du verre, du papier, des huiles, du fer et des textiles. Mis à part les rares cas de pollution sauvage, la déchetterie n'a donc actuellement aucun impact sur le Grand Canal.

PARTIE IV

Méthodes

Cette quatrième partie décrit le déroulement de mon étude, à savoir, l'échantillonnage (détermination des stations d'échantillonnage, leurs caractéristiques et la description du travail de terrain - 4.1.1, 4.1.2, 4.1.3), les méthodes d'analyse (4.2) sur le terrain et en laboratoire, et la description des conditions d'études par journée d'échantillonnage (4.3). Elle définit donc le cadre de mon travail sur lequel sont basées les parties suivantes.

4.1 Echantillonnage

4.1.1 Sélection des sites d'échantillonnage

Les sites d'échantillonnage ont été choisis selon plusieurs critères, à savoir : les données requises auprès de l'Association pour la Sauvegarde du Léman (ASL) qui a établi une classification des rejets suspects dans le Grand Canal et ses affluents lors de la campagne *Opération rivières propres* en 1996 ; une première inspection d'évaluation qualitative du terrain avec le garde-pêche, Jean-Louis Anney ; une première campagne de prélèvements (27 novembre 2003) permettant de sélectionner d'après les résultats les sites les plus significatifs.

4.1.2 Les points de prélèvement et leurs caractéristiques

Les points de prélèvement figurent sur la carte 1 en annexe A, numérotés de 1 à 25 de l'amont à l'aval (suivre la légende). Entre parenthèses : points GPS.

1. St-Triphon (563.704/125.428)

L'eau a été prélevée à la sortie du tunnel creusé sous la sortie d'autoroute. Il ne s'agit donc pas de la source du canal, celui-ci parcourant déjà 500 mètres de l'autre côté de la sortie d'autoroute. La colonne d'eau n'est pourtant ici que d'environ 10 cm par temps sec. La largeur du canal est de 3 mètres et l'eau est le plus souvent très claire.

2. Bruets (563.712/125.487)

L'eau de cette station a la particularité de provenir de la station d'épuration des Bruets, localisée sur la commune d'Ollon. La STEP se trouve derrière la colline de St-Triphon et l'eau est amenée au Grand Canal par un canal souterrain passant sous des terres agricoles où il est alimenté par plusieurs drains. L'eau au point dit *Les Bruets* est récoltée dans le second déversoir du canal de la STEP.

3. Ferme St-Triphon (563.695/125.532)

Cette station est située environ 12 mètres à l'aval du déversoir de Bruet. L'eau a été récoltée dans le canal, plus précisément au bas de la barrière délimitant le terrain de la ferme se situant au bord du cours d'eau. A cet endroit, par temps sec, la colonne d'eau est déjà haute d'environ 30 centimètres, du fait de l'apport d'eau en provenance des Bruets.

4. Tamoil (562.811/127.605)

Cette station est située à proximité de l'industrie Tamoil. Mais cette dernière n'a aucun rejet dans le Grand Canal. Cette dénomination n'est donc que purement utilitaire. Le point de prélèvement se situe sous le pont faisant office de passage à niveau pour des cargos rejoignant l'industrie. La largeur du canal est ici de 3,9 mètres et la hauteur d'eau d'environ 40 centimètres par temps sec.

5. Après Grande Eau (561.237/130.516)

Cette station tient son nom de la rivière *Grande Eau* qui passe par-dessus le Grand Canal dans une sorte d'aqueduc lui permettant de rejoindre le Rhône plus à l'Ouest. Une toute petite partie de la Grande Eau est déversée dans le Grand Canal à partir du mois de mai afin d'améliorer la qualité de l'eau de ce dernier par apport d'oxygène. L'eau est prélevée dans le Grand Canal, environ dix mètres à l'aval du déversoir de la Grande Eau. La largeur du canal est ici de 4,1 mètres, et la profondeur d'eau n'a pas augmenté depuis la station précédente (par temps sec).

6. Drain I (560.988/131.328)

Il s'agit d'un drain en provenance des terres agricoles en rive droite. L'eau est prélevée directement dans le drain.

7. STEP Yvorne (560.881/132.011)

Cette station est située entre l'étang des Communailles et l'autoroute. L'eau est prélevée dans un petit canal qui passe sous l'autoroute en provenance de la STEP d'Yvorne, plus précisément à l'entrée du canal sous l'autoroute.

8. Communailles étang (560.401/132.045)

Il s'agit de l'étang situé entre l'autoroute et le Grand Canal, et dans lequel se rejettent les eaux épurées de la STEP d'Yvorne. L'eau est prélevée à la sortie de l'étang, dans son déversoir au Grand Canal.

9. Communailles canal (560.390/132.050)

Il s'agit de la station aval au déversoir de l'étang, située environ 12 mètres plus à l'aval. L'eau est donc ici prélevée dans le canal.

10. Drain II (559.769/132.665)

Il s'agit d'un drain en provenance des terres agricoles en rive droite.

11. Avant Grand Fossé (559.355/133.060)

Cette station est située sous le pont juste avant l'embouchure du canal du Grand Fossé dans le Grand Canal.

12. Grand Fossé (559.332./133.071)

L'eau est prélevée dans le canal du Grand Fossé, peu avant qu'il ne se jette dans le Grand Canal. Plus précisément, le point de prélèvement se situe sous le petit pont en béton juste

avant l'embouchure dans le canal. Des planches en bois recouvrent le fond du canal du Grand Fossé. Ce dernier provient d'une petite zone industrielle proche du village d'Yvorne, et traverse également des zones agricoles.

13. Après Grand Fossé (559.314/133.085)

Ce point de prélèvement se situe environ 10 mètres à l'aval du Grand Fossé, dans le Grand Canal.

14. Drain III (558.881/133.293)

Il s'agit d'un drain passablement gros en provenance des terres agricoles en rive droite. L'eau a été prélevée directement dans le drain.

15. Drain IV (558.803/133.366)

Il s'agit également d'un drain important en provenance des terres agricoles en rive gauche. Ce drain se situe juste en dessous d'un abri à bétail. Un petit canal à ciel ouvert, dont le fond est couvert de planches en bois, récolte l'eau des terrains pour rejoindre le canal par le drain. L'eau est puisée directement dans le drain.

16. Rejet Chessel (558.444/133.634)

Le rejet de Chessel est un drain en provenance de terres agricoles situées entre le village et le canal, c'est-à-dire en rive gauche. La connection au réseau de la STEP d'Yvorne est ici vraisemblablement défectueuse, car on trouve dans ce rejet des restes de papier de toilette et tampons hygiéniques.

17. Chessel pont (558.378/133.728)

La station est située sous le pont de la route nationale conduisant à l'entrée du village de Chessel. La largeur du canal est ici de 5,6 mètres et la profondeur d'eau d'environ 50 centimètres par temps sec.

18. Drain V (558.176/134.617)

Il s'agit d'un drain en provenance des terres agricoles situées en rive gauche. Un petit canal à ciel ouvert, dont le fond est couvert de planches en bois, amène l'eau drainée des terrains voisins. Au bout de ce canal se trouve un champ de pâture pour bétail avec un abreuvoir autour duquel la terre noire est retournée par le piétinement des bovins (557.796/134.253).

19. Drain VI (558.100/136.182)

Il s'agit d'un drain en provenance des terres agricoles de la Grange-du Bras situées en rive gauche. L'eau est récoltée directement dans le drain.

20. Noville pont (558.141/136.816)

A cet endroit, l'eau est récoltée sous le pont de la route qui permet l'accès à Noville depuis la réserve des Grangettes. La largeur du canal est de 12 mètres, soit quatre fois plus large qu'à la source. Le canal s'élargit particulièrement entre Chessel et Noville (sa largeur est double à Noville). La colonne d'eau par temps sec est d'environ 80 centimètres et peu varier jusqu'à 1m20 par fortes précipitations. L'apport d'eau est considérable entre Chessel et Noville.

21. Canal du Bex (558.442/136.993)

Il s'agit d'un point de prélèvement situé au départ d'un canal appelé canal du Bex (pas nommé sur la carte topographique), dans lequel s'écoulent trois drains énormes en provenance des terres agricoles environnantes du village de Noville. Ce canal a une largeur de 4,4 mètres,

et se trouve à côté de la déchetterie de Noville. La déchetterie n'a cependant aucun impact sur le canal, - cette dernière étant d'autant plus fermée par un grillage-, excepté si ce n'est les rares cas de vandalisme. De ce canal se dégage parfois une odeur nauséabonde, et l'eau y est toujours de couleur opaque. Le fond du canal est rempli de vase, et des roseaux colonisent ses deux bords.

22. Bas du canal du Bex (558.145/137.086)

Ce prélèvement est attribué au bas d'un petit canal large de 60 centimètres rejoignant le canal du Bex juste avant son embouchure dans le Grand Canal. Ce petit canal est peu profond et son niveau de base plus élevé que le canal du Bex. Il provient d'une ferme située à sa source et devant laquelle des tas de fumier ont pu être observés. L'eau a une odeur extrêmement nauséabonde et une couleur souvent brunâtre. Le fond de ce petit canal est vaseux.

23. Après Noville (558.141/137.108)

Il s'agit de la station aval à l'embouchure du canal du Bex dans le Grand Canal. Elle est située environ 10 mètres plus aval dans le Grand Canal.

24. Passerelle (557.951/137.637)

Cette station se trouve sous la passerelle pour piéton située environ 600 mètres avant le lac, soit 1,1 km avant la fin du Grand Canal. A cet endroit, la largeur du canal est de 15 mètres en considérant sa structure, mais elle peut varier considérablement selon la quantité d'eau (12 mètres par temps sec, de sorte que les digues sont mises à découvert). De même la hauteur de la colonne d'eau varie énormément : 1m20 par temps sec à 1m80 après de fortes précipitations. Une quantité importante de vase couvre le fond du canal.

25. Lac (557.675/138.406)

Cette station se trouve à la hauteur du petit écriteau « Grand Canal - Lac » délimitant officiellement les deux environnements. C'est-à-dire qu'elle se situe à la hauteur de la côte, donc à 500 mètres de la fin du canal prolongé dans le lac Léman. A cet endroit, la digue du canal est construite avec des pierres de plus grande taille.

Note: les valeurs données en centimètres concernant la largeur du canal et la hauteur d'eau sont les valeurs mesurées lors de la journée d'échantillonnage du 17 mars, à savoir, par temps sec et/ou le 14 janvier, après des précipitations. Cependant elles donnent une valeur approximative sur la morphologie du canal sans pour autant être exhaustives.

4.1.3 Mesures et échantillonnage d'eau sur le terrain

Premièrement, la décision d'aller sur le terrain est prise en fonction de la situation météorologique et des besoins d'échantillonnage concernant mon étude. En général, l'échantillonnage commence à la station la plus aval du canal, c'est-à-dire le lac vers 10h30 le matin et se termine à la première station amont vers 18h30.

Une journée d'échantillonnage consiste à³:

- mesurer la profondeur et la largeur du canal, la profondeur et la vitesse de l'eau ;

³ Les mesures et l'échantillonnage d'eau sur le terrain se font avec un matériel spécifique auquel ce chapitre se réfère. Une liste du matériel de terrain se trouve en annexe B.

- mesurer la température, la conductivité et l'oxygène en baignant les sondes de l'oxymètre et du conductivimètre dans l'eau (l'oxygène dans l'eau des drains est mesurée dans la bouteille après échantillonnage afin d'éviter toute perturbation due au débit)
- mesurer le pH à l'aide du pH- test colorimétrique Merck
- remplir les bouteilles d'eau dans le courant, c'est-à-dire le plus au centre possible du canal, environ 10 cm sous la surface, à l'aide du sceau et de la corde selon les endroits. Avant de remplir la bouteille, la rincer avec l'eau à analyser et la remplir jusqu'au maximum pour éviter que le CO₂ de l'air atmosphérique ne se mélange à l'eau. Une quantité minimum de 2,25 litres est nécessaire pour chaque station d'échantillonnage. Faire attention de protéger de la lumière les bouteilles en verre après échantillonnage afin de prévenir toute modification du pigment chlorophyllien
- prendre des photos des aspects intéressants relatifs au Grand Canal et à son environnement

Dès le retour au laboratoire, les échantillons sont conservés au frais (4°C), à l'abri de la lumière, c'est-à-dire au réfrigérateur. Par faute de temps sur le terrain, le filtrage se fait au laboratoire le jour suivant la campagne d'échantillonnage. Les échantillons doivent être filtrés à une porosité de 0.45 µm, afin d'éliminer au maximum les colloïdes qui augmentent la solubilité apparente de certains ions.

4.2 Méthodes d'analyse

Les méthodes utilisées afin de mesurer les différents paramètres se distinguent en deux groupes : les méthodes de terrain, *in situ*, et les méthodes de laboratoire. Les mesures *in situ* ont été effectuées pendant les journées d'échantillonnage, tandis que les mesures en laboratoire ont évidemment été effectuées pendant les deux à trois semaines suivantes.

4.2.1 Description des mesures *in situ*

Débit (Q)

La vitesse du courant, la largeur du canal et la profondeur d'eau sont mesurés afin de pouvoir calculer le débit du cours d'eau. Le débit (Q) est calculé en effectuant le produit de la vitesse moyenne V_m d'un bout de bois flottant par la surface S de la section mouillée : $Q = V_m \times S$
Le schéma suivant explique plus clairement le calcul :

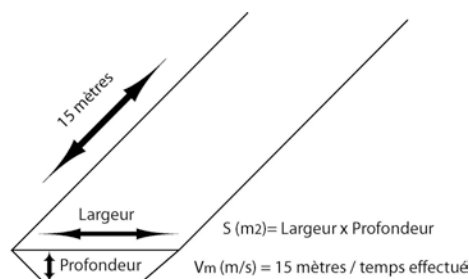


Figure 4.1 : calcul du débit

Le Grand Canal se prête à ce genre de calcul, car sa section est rectangulaire, le fond étant quasiment plat, si ce n'est une répartition inégale des sédiments sur les bords.

La vitesse du courant est calculée en considérant le temps qu'un bout de bois effectue pour parcourir une longueur de 15 mètres. Afin d'obtenir un résultat plus précis, cet exercice est répété deux fois et l'on considère la moyenne des temps calculés. La vitesse s'exprime en mètres par seconde (m/s).

La largeur du canal est mesurée à l'aide du mètre dérouleur sur les ponts traversant le canal.

La profondeur du cours d'eau est mesurée en tenant verticalement le mètre en bois sur le fond au milieu du canal, ou, lorsque la présence d'un pont le permet, en tenant une perche graduée de 3 mètres verticalement depuis le pont au centre du canal.

pH

La méthode de mesure du pH qui semble être la plus précise est le test pH-Merck qui fonctionne selon une méthode colorimétrique de solution indicateur. Il s'agit de verser 10 ml d'eau à analyser dans un récipient, d'y ajouter 5 gouttes de la solution indicateur, et enfin, après agitation, de comparer la couleur de la solution obtenue avec la couleur correspondante sur l'échelle de couleur indicatrice.

La mesure du pH peut aussi se faire avec un pH-mètre de type 704 pHmètre Metrohm. Avant utilisation, l'appareil doit être étalonné : il faut plonger l'électrode dans des solutions de tampon préfabriquées (pH 4.7 et éventuellement 10).

Une dernière méthode est l'humidification de bandelettes de test Merck qui, par titration colorimétrique indiquent une valeur de pH entre 6.0 et 10.0.

Toutes ces méthodes sont valables, seulement, après avoir testé plusieurs fois des échantillons avec les trois méthodes, il apparaît que la méthode colorimétrique est la plus précise, avec une marge d'erreur de 0.1, tout en restant pratique sur le terrain. C'est donc cette dernière qui a été retenue pour les mesures *in situ*. Comme indication, avec cette méthode, le pH d'une eau de robinet a été calculé à 7.5.

Oxygène dissous (O₂) et température

La mesure de l'oxygène dissous se fait avec un oxymètre de type Oxi 330 /SET. Avant utilisation, l'appareil doit être étalonné: il faut mouiller la sonde, la plonger dans son tube jusqu'à ce que l'embout touche une ouate humide et presser « calibration ».

La mesure de l'oxygène dissous se fait en plongeant la sonde dans l'eau : la concentration d'oxygène est mesurée en milligrammes par litres (mg/l) selon la température de l'eau (en degrés Celsius). Le pourcentage de saturation est également mesuré, ce qui permet de se faire *in situ* une idée sur la qualité de l'eau.

Conductivité (K) et température

La conductivité est mesurée à l'aide d'un conductimètre WTW LF 320 /SET. Avant utilisation, l'appareil doit être étalonné : il faut plonger l'électrode dans deux solutions standards, l'une à basse et l'autre à haute conductivité et vérifier que leur conductivité mesurée corresponde à leur conductivité théorique. Si ce n'est pas le cas il faut ajuster la cellule jusqu'à ce que l'instrument montre une conductivité égale à la conductivité théorique de la solution.

La conductivité étant l'aptitude de l'eau à laisser passer un courant (elle est inversement proportionnelle à la résistance), elle est déterminée à l'aide d'une sonde qui mesure la résistance de l'eau entre deux électrodes de 1 cm² de surface et distantes de 1 cm. Lors de l'utilisation, il faut plonger la sonde dans l'eau : la conductivité est donnée en microsiemens par centimètre (μS/cm) en fonction d'une température de référence de 25 °C (ou 20 °C selon le réglage préalable), ainsi que la salinité, le total de particules solides dissoutes (total dissolved solids, TDS) en mg/l et la température.

La conductivité dépend de la température. Les appareils modernes comme le conductimètre utilisé font une correction de la température et affichent une valeur corrigée pour la température de référence qui est de 25 °C en Suisse (20 °C en France). Une équation permet de passer d'une valeur de conductivité donnée à 20 °C à la valeur de conductivité à 25 °C :

$$C_{25^{\circ}\text{C}} = C_{20^{\circ}\text{C}} * 1.109$$

4.2.2 Description des mesures en laboratoire

Les laboratoires

Toutes les mesures suivantes ont été effectuées au Centre d'Analyses Minérales (CAM) de l'Université de Lausanne, à l'exception des mesures de chlorophylle et carbone total dissous. Les mesures de chlorophylle ont été effectuées dans les laboratoires du Service cantonal de l'écologie de l'eau à Genève (Département de l'Intérieur, de l'Agriculture et de l'Environnement), et celles du carbone total dissous (DOC) à l'Institut Forel de l'Université de Genève, à Versoix.

4.2.2.1 Paramètres physiques

Transparence de l'eau

La méthode utilisée est la méthode de Snellen (DFI, 1983). Il s'agit de mesurer la transparence de l'eau par la lecture d'un spécimen de caractère d'imprimerie à travers une couche d'eau dans un tube en verre. Ce dernier doit être haut de 60 cm, gradué en centimètres, à fond plat transparent et muni d'un robinet de vidange afin de pouvoir réduire lentement la hauteur d'eau. La mesure s'exprime en centimètres. Le caractère d'imprimerie à lire à travers la colonne d'eau correspond aux caractères standardisés allemands DIN 3.5, à savoir le spécimen suivant :

ABCDEFGHIJKLMNPO

L'inconvénient de cette méthode est que les résultats ne sont pas directement comparables avec les résultats de la méthode de Secchi usuellement utilisée. Cette dernière consiste à mesurer la hauteur d'eau jusqu'à disparition d'un disque rond et ligné noir et blanc que l'on plonge dans l'eau au bout d'une corde. Cependant cette méthode est plutôt adaptée pour les

lacs en raison du courant plus faible qu'en rivière. La méthode de Snellen a donc été choisie car elle semble plus adaptée à l'environnement des eaux courantes, à savoir que le courant ne peut pas perturber la mesure en emportant la corde.

Cette mesure a été faite en laboratoire afin de ne pas courir le risque de briser le tube en verre.

Turbidité (FTU)

Celle-ci se calcule à l'aide du spectrophotomètre DR/2000 HACH (méthode n° 750, Hach, 1989). Le principe fondamental de l'appareil repose sur l'absorption de lumière traversant une solution colorée, l'intensité étant proportionnelle à la concentration de l'élément cherché (loi de Lambert-Beer). La détermination de la turbidité mesure donc une propriété optique de l'échantillon d'eau qui résulte de la dispersion et de l'absorption de la lumière par les particules de matière en suspension présentes dans l'échantillon. La turbidité mesurée dépend de variables telles que la taille, la forme et les propriétés de réfraction des particules. Il n'existe pas de relation directe entre la turbidité de l'échantillon d'eau et la concentration en mg/l des matières en suspension.

En ce qui concerne l'utilisation de l'appareil, il faut d'abord régler préalablement la longueur d'onde correspondant à la méthode utilisée, afin de mesurer la bonne concentration. L'étalonnage se fait ensuite en utilisant une suspension de couleur blanche d'un polymère appelé formazine. Les mesures sont donc exprimées en unités formazine de turbidité (FTU). Cette solution se prépare de la façon suivante :

- dissoudre 1g de sulfate d'hydrazine dans l'eau désionisée et diluer au trait dans une fiole jaugée de 100 ml.
- dissoudre 10g d'hexaméthylènetétramine dans l'eau désionisée et diluer au trait dans une fiole jaugée de 100 ml.
- mélanger 5 ml de chaque solution dans une fiole jaugée de 100 ml et laisser reposer pendant 24 heures à 25 ± 3 °C.
- diluer au trait et mélanger.

La turbidité de cette solution est de 400 FTU et doit être renouvelée chaque mois. Lors de l'analyse des échantillons, ceux-ci doivent être réchauffés à température ambiante après avoir été conservés dans des bouteilles en verre à une température de 4 °C. La précision de la mesure est de ± 2 FTU.

Matières en suspension (MES)

La quantité de matières en suspension dans l'eau est exprimée en milligrammes par litre. Il faut tout d'abord prendre une quantité d'eau de 300 ml à 1 litre selon les échantillons et filtrer sur filtre de verre à porosité de 1.2 μm (Whatman GF/C, diamètre 47 mm) à l'aide d'un dispositif Nalgène (*photo 4.1*). Les filtres doivent être pesés préalablement car ils n'ont pas tous exactement le même poids. On utilise pour cela une balance analytique permettant une grande précision de mesure (*photo 4.2*). Le résidu filtré sera ensuite séché à 105 °C pendant 1 heure dans une étuve (*photo 4.3*). Finalement chaque filtre est pesé. La quantité de matières en suspension est calculée par soustraction du poids du filtre initial au poids final avec résidus.

Ces filtres de 1.2 μm sont utilisés pour des raisons pratiques (la filtration est plus rapide). Cependant, les valeurs communément admises sont basées sur une filtration à 0.45 μm (Schleicher & Schuell, diamètre 50 mm). Il serait alors possible de comparer les résultats avec d'autres valeurs usuelles. Cette deuxième filtration n'a cependant été effectuée que sur les échantillons du 14 janvier, pour des raisons pratiques : les filtres sont ensuite utilisés pour le

calcul du carbone et doivent être calcinés dans le coulomat ; dès lors, afin de ne pas fausser la mesure, les filtres doivent être exempts de carbone. Or, il n'existe pas de filtres à $0.45 \mu\text{m}$ sans carbone. Les filtrations suivantes ont donc dû être effectuées à $0.7 \mu\text{m}$, mesure plus proche du $0.45 \mu\text{m}$ désiré. La différence de poids des résidus filtrés à $0.7 \mu\text{m}$ ou $0.45 \mu\text{m}$ étant généralement minime, ce changement de filtre ne devrait pas fausser la comparaison des échantillons et l'interprétation qui en découle.

Selon la figure 2.9 (partie II), on constate que les filtre à $1.2 \mu\text{m}$ permettent de captiver la plupart des particules en suspension tels les minéraux argileux, les algues et les bactéries. La différence entre les filtrages à $1.2 \mu\text{m}$ et à $0.45 \mu\text{m}$ permet de captiver la majorité des colloïdes.



Photo 4.1. : Matériel de filtration, dispositif Nalgène (CAM)



Photo 4.2. : Balance analytique pour le pesage des filtres (CAM)



Photo 4.3. : Etuve pour le séchage des filtres (CAM)

4.2.2.2 Paramètres chimiques

A) Les nutriments (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , P, SO_4^{2-})

La recherche de méthodes appropriées pour mesurer les différentes teneurs des composés du phosphore et de l'azote a pris beaucoup de temps. Tout d'abord, plusieurs échantillons ont été passés dans le chromatographe ionique Dionex DX 300, appareil déterminant la composition en anions et cations principaux des eaux, à savoir fluorine, chlorure, nitrite, nitrate, phosphate et sulfates pour les anions, ainsi que lithium, sodium, ammonium, potassium, magnésium, calcium et strontium pour les cations. Le principe de fonctionnement de la machine repose sur la séparation des ions en fonction des différentes affinités des composés avec la résine de la colonne chromatographique. Ces différentes teneurs sont déterminées par détection conductivimétrique. Le chromatographe ionique peut déterminer des teneurs comprises dans une certaine gamme de mesure. Cependant, pour l'analyse de mes échantillons, il s'est avéré que les teneurs en sulfate (et parfois phosphate) étaient si élevées qu'il fallait énormément diluer les échantillons. Cependant, cette dilution ne permettait plus de détecter les teneurs en nitrite et ammonium, ces dernières étant alors trop faibles. De plus, si les échantillons ne sont pas assez dilués, cela encrasse les colonnes de l'appareil, et celui-ci mérite un lavage approfondi. Afin d'obtenir plus facilement des mesures précises et de ne pas endommager le matériel mis à disposition, la décision a été prise d'utiliser une autre méthode, celle des tests en tube de Merck.

Ces différentes analyses ont donc toutes été effectuées à l'aide du photomètre VWR Nova 60 (Spectroquant®, *photo 4.4*). Cet appareil fonctionne selon le principe d'absorption de la lumière par la solution. En fonction de la substance en question, cette absorption a lieu à une longueur d'onde spécifique. Différentes méthodes d'analyse sont conçues en fonction du photomètre Nova 60. Ainsi, des composés chimiques sont à mélanger dans des tubes afin d'obtenir une solution colorée mesurée dans le photomètre.

Toutes les analyses doivent être effectuées au plus tôt après le prélèvement. Les échantillons doivent être filtrés à 0.45 μm et conservés à 4 °C.



Photo 4.4 : Photomètre Nova 60 et tests en tubes (CAM)

Nitrates (NO_3^-) (méthode n°14764 *in* Merck, 1997)

Le mode opératoire consiste à pipeter 0.5 ml de l'échantillon à température ambiante dans le tube à essai et d'y ajouter le réactif. Après un temps de réaction de 10 minutes, on peut mesurer l'échantillon dans le photomètre. La solution préalable est une solution acidifiée avec de l'acide sulfurique et phosphorique, qui mélangée avec les ions nitrates forme avec le réactif diméthyl-2,6 phénol (DMP) le nitro-4-diméthyl-2,6-phénol orangé mesuré dans le photomètre. Cette méthode utilise une longueur d'onde de 338 nm et a un domaine de mesure compris entre 1–50 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$. Après calcul stoechiométrique, c'est-à-dire en multipliant par 4.43, on trouve un domaine de mesure de 4 à 221 mg/l de NO_3^- . L'exactitude d'une valeur mesurée est de ± 1.2 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ au maximum et la fiabilité de ± 0.8 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$. Des mesures spéciales sont indiquées en cas de teneurs trop forte en nitrites (≥ 100 mg/l) et en chlorure (≥ 2000 mg/l). Cependant, mes échantillons n'ont jamais nécessité ces dispositions.

Pour les quelques échantillons n'ayant que de très faibles teneurs en nitrates, une seconde méthode (n° 14556) a été utilisée. Celle-ci a un domaine de mesure plus bas, de 0.1 à 3 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$. Le mode opératoire est légèrement différent, utilisant un réactif de résorcine. Dans une solution fortement acidifiée avec de l'acide sulfurique et en présence de chlorures, les ions nitrates forment avec la résorcine un colorant indophénol pourpre qui est dosé par photométrie. Le temps de réaction est de 30 minutes. L'exactitude d'une valeur mesurée est de ± 0.30 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ au maximum et la fiabilité de ± 0.08 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$.

Nitrites (NO_2^-) (méthode n°14776 *in* Merck, 1997)

Le mode opératoire de la méthode utilisée consiste à dissoudre 2 microcuillers de réactif dans 10 ml d'échantillon, laisser reposer 10 minutes, verser le tout dans une cuve de 50 mm et mesurer dans le photomètre. La longueur d'onde utilisée est de 525 nm. La précision de la mesure dépend fortement des autres ions présents dans la solution. Ainsi, un écart-type moyen est de $\pm 1\%$. Cette méthode peut mesurer des teneurs comprises entre 0.02 et 1 mg/l de $\text{NO}_2\text{-N}$, à savoir 0.07 à 3.28 mg/l de NO_2 (facteur de multiplication de 3.28), selon la grandeur de la cuve utilisée.

Ammonium (NH_4^+) (méthode n° 14739 *in* Merck, 1997)

Cette méthode consiste à pipeter 5 ml de l'échantillon à température ambiante dans le tube à essai, mélanger, ajouter le réactif et agiter jusqu'à dissolution totale de ce dernier. Après un temps de réaction de 15 minutes, mesurer dans le photomètre. La longueur d'onde est de 712 nm. Le pH des échantillons doit être compris entre 4 et 13. Dans une solution fortement alcaline ne contenant pratiquement que de l'ammoniaque, ce dernier réagit avec les ions hypochlorites pour donner de la monochloramine. Celle-ci forme avec un phénol substitué un dérivé bleu d'indophénol dont la concentration est dosée par photométrie. Le domaine de mesure est compris entre 0.010 et 2.0 mg/l de $\text{NH}_4\text{-N}$, à savoir 0.01 à 2.58 mg/l de NH_4 (facteur de multiplication de 1.287). L'exactitude d'une valeur mesurée est de ± 0.060 mg/l de $\text{NH}_4\text{-N}$ au maximum et la fiabilité de ± 0.040 mg/l de $\text{NH}_4\text{-N}$.

Une autre méthode offrant un domaine de mesure plus haut est la méthode n°14558 (*in* Mode d'emploi). Celle-ci a très peu été utilisée. Le mode opératoire consiste à pipeter 1 ml de l'échantillon à température ambiante dans le tube à essai, mélanger, ajouter le réactif et agiter

jusqu'à dissolution totale de ce dernier. La réaction chimique est la même que pour la méthode précédente. Le temps de réaction est de 15 minutes. Le pH doit être compris entre 4 et 13. Le domaine de mesure s'étalonne entre 0.2 et 8.0 mg/l de $\text{NH}_4\text{-N}$, à savoir 0.26 à 10.30 mg/l de NH_4 (facteur de multiplication de 1.287). L'exactitude d'une valeur mesurée est de ± 0.20 mg/l de $\text{NH}_4\text{-N}$ au maximum et la fiabilité de ± 0.11 mg/l de $\text{NH}_4\text{-N}$.

Orthophosphates (PO_4^{3-}) (méthode n° 14848 in Merck, 1997)

Cette méthode consiste à pipeter 5 ml de l'échantillon à température ambiante dans une éprouvette, ajouter le premier réactif, mélanger, ajouter le second réactif en poudre, et agiter jusqu'à la dissolution totale de ce dernier. Après un temps de réaction de 5 minutes, mesurer dans le photomètre. La longueur d'onde est de 710 nm. Le pH de la solution doit être préalablement entre 0 et 10. En solution sulfurique les ions orthophosphates forment avec les ions molybdates l'acide phosphomolybdique. Celui-ci est réduit par l'acide ascorbique en bleu de phosphomolybdène (PMB) dont la concentration est dosée par photométrie. Le domaine de mesure est compris entre 0.010 et 5 mg/l de $\text{PO}_4\text{-P}$, selon la grandeur des cuves utilisées (10 ou 50 mm), à savoir 0.03 à 15.3 mg/l de PO_4^{3-} (facteur de multiplication de 3.066). L'exactitude d'une valeur mesurée est de ± 0.10 mg/l de $\text{PO}_4\text{-P}$ au maximum et la fiabilité est de ± 0.07 mg/l de $\text{PO}_4\text{-P}$. Cette méthode a l'avantage de mesurer également le phosphate inorganique des engrais, P_2O_5 , et le PO_4^{3-} directement.

Sulfates (SO_4^{2-}) (méthode n°14564 in Merck, 1997)

Cette méthode consiste à pipeter 1 ml d'échantillon à température ambiante dans le tube à essai, mélanger, ajouter 1 microcuiller de réactif, agiter jusqu'à dissolution totale de ce dernier, laisser reposer 2 minutes et mesurer dans le photomètre. La longueur d'onde est de 820 nm. En solution aqueuse, les ions sulfates forment avec les ions baryum du sulfate de baryum difficilement soluble. Le trouble ainsi formé est mesuré dans le photomètre (méthode turbidimétrique). Le domaine de mesure s'étalonne de 100 à 1000 mg/l de SO_4^- . L'exactitude d'une valeur mesurée est de ± 45 mg/l de SO_4^- au maximum et la fiabilité à ± 36 mg/l de SO_4^- .

La méthode n°14548 offre un domaine de mesure plus bas, compris entre 5 et 250 mg/l de SO_4^- . Le principe de la méthode et la réaction chimique sont les mêmes que pour la méthode précédente. La quantité d'échantillon à mélanger est seulement plus grande (5 ml). La longueur d'onde est alors de 525 nm, et l'exactitude d'une valeur mesurée à ± 13 mg/l de SO_4^- au maximum. La fiabilité est de ± 8 mg/l de SO_4^- . Seuls quelques échantillons ont nécessité l'utilisation de cette seconde méthode, les teneurs étant généralement très élevées en sulfates.

B) Les composés du carbone contenu dans l'eau

Carbone particulaire (C mg/l)

Le dosage du carbone particulaire se fait par titrage coulométrique (Schmit, 2000). L'appareil utilisé est le Coulomat Ströhlein (*photo 4.5*) qui permet de doser la quantité de CO_2 dans les roches et les sols. Son principe de fonctionnement repose sur la loi de Faraday de

l'électrolyse : « La séparation ou la conversion électrolytique d'un valence-gramme d'un corps simple requiert une quantité d'électricité de 1 faraday. » (Herrmann & Knacke, 1973). Une quantité de 50 à 100 mg du matériel (poudre de roche ou de sol, filtre plié) à analyser sont introduits sur des petites nacelles en porcelaine dans un four à 1300 °C. La présence d'un courant d'oxygène (O₂) ou d'azote (N₂) amène le CO₂ dans le récipient électrolytique où se trouve une solution de Ba(ClO₃)₂ de pH 10. L'arrivée de CO₂ entraîne la formation de carbonates de barium (BaCO₃) qui consomme de l'hydroxyde de barium (BaOH₂) et entraîne ainsi une baisse du pH. La quantité de Ba(OH)₂ consommée sera reformée grâce à l'apport d'électrons de la cathode du système électrolytique. La quantité de courant nécessaire est alors proportionnelle à la quantité de carbone de l'échantillon brûlé. Afin de distinguer le carbone minéral (des carbonates) du carbone organique (graphite, charbon, hydrocarbures), on peut changer de gaz porteur : l'oxygène détermine le C total, et l'azote permet de mesurer seulement le C minéral. La différence entre le carbone total et le carbone minéral donne le carbone organique.

Le carbone particulaire contenu dans les résidus des filtres a été mesuré de la même manière qu'un échantillon de roche ou de sol : le filtre est roulé sur lui-même et posé dans la nacelle en porcelaine dans le four à 1300 °C. Le gaz porteur utilisé est l'oxygène, de sorte à calculer le carbone particulaire total.

Cependant, pour des particules d'un sol contenant de la matière organique humique, le calcul du CO₂ n'est pas possible avec le simple facteur de multiplication : en effet, des composés organiques se combinent avec le carbone en prenant des atomes de C ; la valeur du CO₂ serait donc trop élevée par rapport à la valeur réelle.

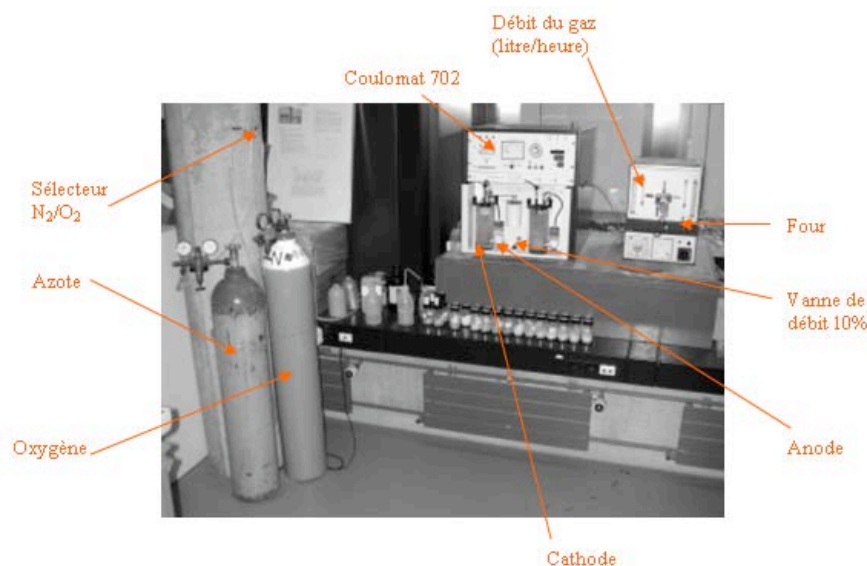


Photo 4.5 : Coulomat Ströhlein (CAM)

Carbone organique total (TOC)

La mesure du carbone organique total a été effectuée à l'Institut Forel, à Versoix (GE), par Monsieur Philippe Arpagaus, chimiste. L'appareil utilisé est le TOC 5000/5050 (photo 4.6), analyseur de carbone pour des eaux diverses (ultra pures aux effluents industriels) (Notice d'utilisation, TOC 5000/5050). Le principe est l'oxydation de l'échantillon dans un four chauffé à 680 °C, en présence d'un catalyseur platine. La mesure du CO₂ dégagée se fait par un détecteur infra rouge non dispersif (NDIR).

L'eau à analyser doit être récoltée dans des bouteilles en verre, afin de ne pas modifier la teneur en carbone. De retour au laboratoire, 50 ml sont congelés dans une bouteille en PET, 100 ml, de sorte à conserver l'échantillon avant de pouvoir l'analyser.

Si les échantillons congelés ont été filtrés à travers une membrane de 0.45 μm , le carbone mesuré est le carbone dissous (DOC : dissolved organic carbon). Si les échantillons n'ont pas été préalablement filtrés, il s'agit alors du carbone organique total (TOC : total organic carbon). Le carbone organique total (TOC) est égal à la somme du carbone organique particulaire (COP) et du carbone organique dissous (DOC).

Le TOC 5000/5050 offre deux méthodes différentes pour mesurer le carbone organique total : la seconde a été choisie pour l'analyse de mes échantillons. Celles-ci sont décrites ci-dessous (*Mode d'emploi, TOC 5000/5050*) :

Première méthode :

1. Mesure du TC (Carbone total)

Le tube à combustion du TC est rempli de catalyseur d'oxydation et chauffé à 680 °C. Le gaz vecteur (O_2 ultra pur) est introduit dans ce tube après humidification par un humidificateur et régulateur du débit à 150 ml/mn par un contrôleur de pression et un contrôleur de flux massique.

Une fois l'échantillon introduit via un injecteur dans le tube à combustion TC, tout le carbone de l'échantillon est brûlé et décomposé en CO_2 . Le gaz vecteur contenant le produit de la combustion issu du tube à combustion passe à travers le récipient contenant le réactif IC, puis est refroidi et asséché par un déshumidificateur (effet Pelletier). Il passe ensuite à travers un piègeur halogène, puis dans la cavité échantillon de la cellule de détection du CO_2 . La cellule NDIR (infrarouge) génère un signal de détection (analogique) qui représente un pic dont la surface est calculée par une unité de traitement de données.

Cette aire est proportionnelle à la concentration de Carbone Total dans l'échantillon. Par conséquent, si l'équation de la courbe d'étalonnage exprimant la relation entre la surface du pic et la concentration en Carbone Total est connue grâce à un étalonnage préalable avec une solution standard TC, la concentration de TC dans l'échantillon peut être déterminée à partir de la surface calculée du pic. A titre de rappel, le Carbone Total (TC) est composé de Carbone Organique Total (TOC) et de Carbone Inorganique (IC).

2. Mesure de l'IC (Carbone inorganique)

L'échantillon (de 2000 μl au maximum) est introduit par injection dans un récipient IC, où le gaz vecteur passe sous forme de fines bulles dans la solution acidifiée par le réactif IC. Seuls les Carbones Inorganiques de l'échantillon sont transformés en CO_2 , qui est détecté par la cellule NDIR. La concentration en IC se détermine de la même façon que celle en TC. Seuls les carbonates sous forme de carbonates et de bicarbonates peuvent être quantifiés comme des IC.

3. Mesure du TOC (Carbone organique total)

La concentration en TOC s'obtient en soustrayant la concentration en IC calculée au paragraphe 2 ci-dessus de la concentration en TC calculée au paragraphe 1.

Seconde méthode :

4. Mesure du NPOC (carbone organique non purgeable)

La concentration du TOC s'obtient de façon différente si l'échantillon a été acidifié avant d'être quantifié par l'appareil. Ce dernier fait barboter automatiquement l'échantillon acidifié avec de l'oxygène ultra pur de façon à éliminer la composante IC avant de mesurer la

concentration en TC. La mesure ainsi obtenue est aussi appelée, généralement, TOC, bien qu'on la qualifie ici de NPOC pour la différencier du TOC mesuré au point 3.

Le NPOC est du carbone organique non volatil, c'est-à-dire le carbone qui ne sera pas chassé pendant le barbotage, comme le seront au contraire, à température ordinaire, les carbones organiques volatils (solvants organiques par exemple) que peut contenir l'échantillon. Ces carbones organiques chassés au barbotage sont appelés POC (carbones organiques purgeables). Le NPOC est identique au TOC obtenu par le barbotage acide décrit dans les méthodes normales d'analyse du TOC et auquel se réfèrent les méthodes de test de la qualité d'eau. C'est cette seconde méthode qui a été utilisée pour traiter mes échantillons.

5. Traitement du signal

L'amplificateur de la cellule NDIR donne un signal analogique correspondant à la concentration de CO₂ dans le gaz vecteur. Ce signal est converti par un convertisseur en fréquence d'impulsion proportionnelle. Le signal d'impulsion isolé par un photocoupleur est lu par l'unité de traitement qui détecte les pics, mesure leur aire, et transmet les résultats à l'écran et/ou à l'imprimante.



Photo 4.6 : Le TOC 5000/5050 (Institut Forel, Versoix, photo P.Arpagaus)

Alcalinité (HCO₃)

Le principe de la mesure de l'alcalinité repose sur la réaction chimique du HCO₃ conditionnée par un indicateur pH de type Mortimer avec une quantité d'HCl 1/ 50 N ajoutée. Le mode opératoire est le suivant (*in* CAM, mode d'emploi) :

- prélever 50 ml d'eau à analyser à l'aide d'une pipette jaugée et transvaser dans un bécher en verre de 250 ml. Mettre le bécher sur un socle à montage avec un agitateur magnétique, de sorte à mélanger continuellement l'échantillon. Ajouter 4 à 5 gouttes de solution Mortimer : la solution doit être bleu claire. Titrer avec une burette jusqu'au virage gris-rose : à ce moment le pH est d'environ 4.4. Relever la quantité d'HCl utilisée.
- Le calcul de l'alcalinité se fait de la façon suivante (selon la méthode EPA, Environmental Protection Agency, USA) :

$$\text{HCO}_3 \text{ en mg/l} = (\text{Va} * \text{N} * 1000 * 61) / \text{Ve}$$

Où :

V_a = Volume d'acide consommé en ml pour atteindre le pH de 4.4, soit le virage de la solution Mortimer.

N = Concentration de l'acide (normalité) dans notre cas, $N = 1/50 = 0.02$

V_e = Volume de l'échantillon.

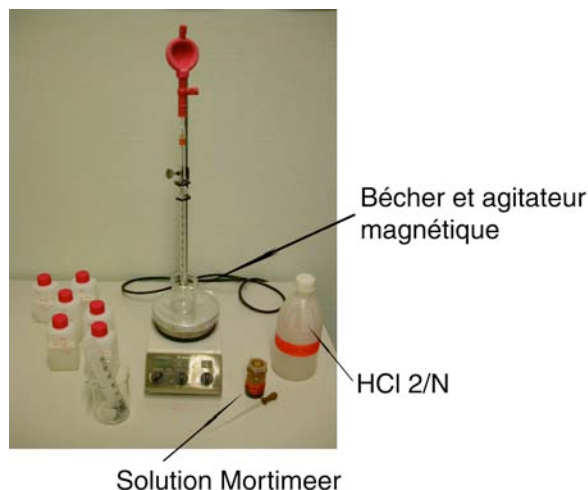


Photo 4.7 : Matériel de mesure pour l'alcalinité (CAM)

4.2.2.3 Paramètres biologiques

Chlorophylle a et phéophytine

La recherche d'une méthode pour mesurer les taux de chlorophylle n'a pas été chose facile. Tout d'abord, cette mesure n'est plus prise en compte depuis un certain nombre d'années dans plusieurs cantons suisses, car l'évaluation de l'eutrophisation par les teneurs en nutriments est suffisante dans le cadre d'une recherche de laboratoire. Cette mesure est cependant effectuée à Genève, au Service cantonal de l'écologie de l'eau, DIAE. C'est dans leurs laboratoires que j'ai finalement effectué mes analyses.

Les solutions de chlorophylle étant très sensibles à la lumière, il s'agit tout d'abord d'exécuter les travaux rapidement et si possible dans la pénombre. La méthode est la suivante (in Strickland & Parsons, 1968 et Lorenzen, 1967) :

1. Filtration.

- bien agiter le flacon de prélèvement et passer le liquide à travers une gaze à 120 micromètres de maille (ici Schleicher & Schuell, art. n° 0962) pour retenir les éléments grossiers (particules en suspension et zooplancton).

- le liquide est ensuite filtré à travers un filtre de 0.6 μm en acétate de cellulose, diamètre 50mm (Schleicher & Schuell, art. NC 60). Le volume de liquide varie selon les échantillons, à

savoir de 100 ml à 1150 ml. Il s'agit de filtrer jusqu'à ce que le filtre soit bien colmaté. La filtration terminée, maintenir l'aspiration pendant 10 minutes afin d'éliminer entièrement l'eau contenue sur la membrane.

- retirer le filtre, le sécher sur un papier buvard, le plier en quatre et le conserver dans du papier d'aluminium afin de le protéger de la lumière. Conserver le tout au congélateur.

2. Dissolution de la chlorophylle.

- Déposer chaque filtre dans un tube à centrifuger, ajouter 10 ml d'acétone 90%. Boucher les tubes pour éviter une évaporation et couvrir avec du papier d'aluminium pour protéger de la lumière.

- placer les tubes au réfrigérateur pendant 18 à 24 h. Agiter légèrement de temps en temps pour faciliter la dissolution.

3. Centrifugation.

- Centrifuger à 3000t/min. pendant 10 min. à -5 °C, les bouchons des tubes étant ouverts.

4. Lecture au spectromètre.

Le spectromètre utilisé est le modèle Lambda 2 UV/VIS.

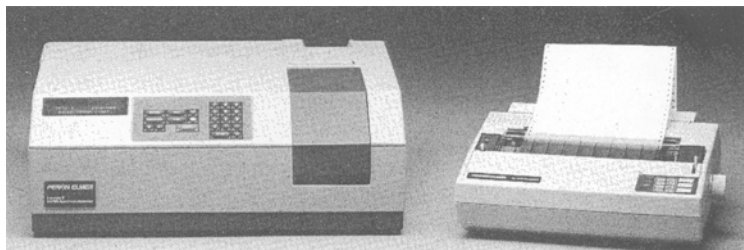


Photo 4.8 : Spectromètre Lambda 2 et imprimante Epson (Service cantonal de l'écologie de l'eau, Genève)

- le n° de la méthode est le 350. Il s'agit d'entrer le blanc, solution étalon, à savoir deux cuves de 20 mm remplies tous deux d'acétone 90%. Lorsque l'on commence les mesures, laisser la cuve du fond dans l'appareil, et remplir la première avec l'échantillon désiré.

- il est possible de diluer les échantillons trop concentrés avec de l'acétone. Cependant, cette mesure n'a pas été prise en ce qui concerne mes échantillons.

- Une première lecture se fait à des longueurs d'onde différentes : 750nm, 665nm, 645nm, et 630nm. Celles-ci traduisent respectivement la chlorophylle a, phéophytine, chlorophylle b et chlorophylle c.

- Une deuxième lecture du même échantillon permet de mesurer le produit de la dégradation de la chlorophylle, à savoir la phéophytine. Cependant pour permettre cette dégradation, il faut créer un milieu acide en ajoutant deux gouttes de HCl 10%, et attendre 4 minutes. Cette seconde mesure permet de déterminer la somme de chlorophylle et de phéophytine.

5. Calculs

chlorophylle a + phéopigments :

$$(11,6 E_1 - 1,31 E_2 - 0,14 E_3) * (V / (V'L))$$

chlorophylle b :

$$(20,7 E_2 - 4,34 E_1 - 4,42 E_3) * (V / (V'L))$$

chlorophylle c :

$$(55 E_3 - 4,64 E_1 - 16,33 E_2) * (V / (V'L))$$

chlorophylle a :

$$26,7 * (E_1 - E_4) * (V/(V'L))$$

phéophytine :

$$26,7 * ((1,7 E_4) - E_1) * (V/(V'L))$$

Où :

E_1 = mesure à 665nm, avant l'acidification

E_2 = mesure à 645nm, avant l'acidification

E_3 = mesure à 630nm, avant l'acidification

E_4 = mesure à 665nm, après l'acidification

V' = volume d'eau filtrée

V = volume d'acétone

L = longueur du trajet optique de la cuve (cm)

Expression des résultats : $\mu\text{g/l}$ (mg/m^3)

Remarques :

$A * K = 26,7$ d'où :

A coefficient d'absorption de la chlorophylle (=11)

K facteur de compensation de la réduction de l'absorbance (=2,43)

1,7 = rapport maximal des absorbances à 665 nm avant et après acidification pour une concentration initiale en phéophytine nulle.

Après correction initiale avec le blanc : soustraire la lecture effectuée à 750nm avant acidification de E_1 , E_2 , E_3 et après acidification de E_4 .

Algues et macrophytes

Les algues et macrophytes ont été ramassés à la main dans le Grand Canal et conservées en bouteilles PET dans 1/3 d'eau et 2/3 d'éthanol au réfrigérateur. Elles ont été observées au microscope ou à l'œil nu, au Service cantonal de l'écologie de l'eau de Genève avec l'aide précieuse d'Arielle Cordonnier, et Jean Perfetta, biologistes.

4.3 Journées d'échantillonnage

4.3.1 Introduction

Les dates des journées d'échantillonnage ont été décidées en fonction des conditions météorologiques rencontrées les jours précédents et des besoins concernant mon étude. A priori, mon étude consistant en une comparaison des pollutions diffuses le long du canal en conditions de stress météorologique différent, il fallait échantillonner en périodes extrêmement différentes : une journée à pluviosité nulle, une journée à pluviosité moyenne et une journée à pluviosité extrême. La pluie étant le facteur primordial quant à la répartition des nutriments dans le sol et dans l'eau, la composante météorologique « pluviosité » a été considérée avant le paramètre « température ». Les conditions météorologiques décidées par le destin furent :

- 27 novembre 2003, journée à **pluviosité moyenne**, après une période sèche ; température automnale
- 14 janvier 2004, journée à **pluviosité extrême**, après une période extrêmement pluvieuse ; température hivernale
- 17 mars 2004, journée à **pluviosité nulle** après une période sèche ; température printanière ;
- 25 mai 2004, journée supplémentaire pour échantillonnage d'algues et mesures complémentaires : journée à **pluviosité nulle**, température élevée.

Etant donné que les jours précédant la journée d'échantillonnage ont un rôle important quant au débit du cours d'eau, au débit des drains et à l'état des terres agricoles (inondées ou sèches), il est important de considérer les conditions météorologiques dans leur ensemble, en tenant compte des quatre jours précédents. Les données ont été fournies par Météosuisse (Genève), et ont été récoltées par la station météorologique de Aigle, cette dernière étant la plus proche du terrain d'étude. Nous considérerons alors que les données mesurées à Aigle sont également valables pour la zone du Grand Canal.

Quant aux photos présentant l'aspect physique du Grand Canal, il faut se référer au nom des stations (légende) se référant à la carte 1 en annexe A.

4.3.2 Journée du 27 novembre 2003

Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques de la journée d'échantillonnage du 27 novembre soulignent une pluviosité moyenne suite à de nombreux jours secs (*tableau 4.1*). En effet, il n'a pas plu depuis le 17 novembre, c'est-à-dire que la journée du 27 novembre présente un changement météorologique suite à une longue période plus sèche. Il a plu sans interruption toute la journée. Cette pluviosité s'accompagne d'une chute de températures remarquable en l'espace de trois jours. L'isotherme du 0 °C a en effet chuté de 3000m d'altitude le 23 novembre à 1500m d'altitude le 27 novembre. De même, la durée d'ensoleillement passablement élevée pour une journée d'automne le jour précédant tombe à 0 minutes le 27 novembre. Le rayonnement global baisse aussi drastiquement, la nébulosité atteignant 100 % ce même jour. D'un point de vue qualitatif, cette journée correspond à des conditions de pluviosité moyenne.

	23.nov.03	24.nov.03	25.nov.03	26.nov.03	27.nov.03
Précipitations (mm)	0	0	0	0	22.8
Température minimale (°C)	6.2	4.2	2.7	2.1	0
Température maximale (°C)	7.9	9.8	11.7	10.2	7.4
Ensoleillement (en minutes)	57	115	129	374	0
Humidité relative (%)	95.1	95.7	91.4	88.8	92.7
Nébulosité (%)	92	92	83	58	100
Rayonnement global (W/m ²)	963	1143	1292	1672	196
Hauteur de neige à 7h (mm)	0	0	0	0	0
Hauteur de neige à 19h (mm)	0	0	0	0	0
Isotherme du 0°C (alt.en m)	3000	2800	2400	2400	1500

Tableau 4.1. : Données météorologiques du 23 au 27 novembre 2003 à la station d'Aigle (Météosuisse, Genève)

Aspect physique du Grand Canal

Le débit du cours d'eau est moyen. Un seul point particulier est le rejet de Chessel dans lequel se trouvent des tampons hygiéniques et des déchets de légumes. L'eau est également brunâtre (matières en suspension). Le rejet à la source du canal de la déchetterie de Noville a une couleur blanchâtre et une mauvaise odeur. Cette journée étant la première, les points de prélèvement n'ont pas tous été échantillonnés et les analyses n'ont pas toutes été effectuées : il s'agissait de décider, après une première campagne, quels seraient les points à éliminer ou à ajouter.

4.3.3 Journée du 14 janvier 2004

Conditions météorologiques

Les données météorologiques de la journée d'échantillonnage du 14 janvier présentent une journée d'accalmie après d'intenses précipitations (*tableau 4.2*). Les trois jours précédents ont une moyenne de 39.3 mm de pluie avec un maximum de 63.3 mm la journée du 13 janvier. Il faut ajouter que l'isotherme du zéro degré est remonté à 2500 mètres le jours précédent, ce qui implique une quantité remarquable de précipitations sous forme de pluie, impliquant également la fonte de neige en altitude. Les températures sont élevées pour la saison d'hiver. En outre, la journée du 14 janvier a été assez sèche avec un court ensoleillement, et tout de même une nébulosité à 96%. Le rayonnement global effectue toutefois un saut à 1174 W/m² entre le 13 et 14 janvier. D'un point de vue qualitatif, cette journée correspond à des conditions de pluviosité intenses et exceptionnelles pour un mois de janvier.

	10.janv.04	11.janv.04	12.janv.04	13.janv.04	14.janv.04
Précipitations (mm)	0.3	21.7	17	63.3	3.7
Température minimale (°C)	2.3	3.9	6.4	6.9	3.9
Température maximale (°C)	8.2	8.4	14	13.3	11.7
Ensoleillement (en minutes)	63	0	0	0	63
Humidité relative (%)	91	82.5	80.2	88	71
Nébulosité (%)	75	100	100	100	96
Rayonnement global (W/m ²)	993	565	249	164	1174
Hauteur de neige à 7h (mm)	0	0	0	0	0
Hauteur de neige à 19h (mm)	0	0	0	0	0
Isotherme du 0°C (alt. en m)	1500	2200	1600	2500	1300

Tableau 4.2. : Données météorologiques du 10 au 14 janvier 2004 à la station d'Aigle (Météosuisse, Genève)

Aspect physique du Grand Canal

Généralités

Ces conditions météorologiques impliquent des conséquences directes sur l'environnement physique du cours d'eau. En effet, le Grand Canal montre un débit remarquablement important ainsi qu'une grande quantité de matières en suspension, tandis que les terres agricoles environnantes sont gorgées d'eau (*photos 4.14, 4.16, 4.17, 4.18*). D'après les traces qui se dessinent sur les berges du canal, il est possible d'évaluer la hauteur d'eau à 30 centimètres de plus les jours précédents (*photo 4.20*) ; c'est-à-dire que le débit dans la partie aval (passerelle) devait être de l'ordre de 12 m³/s le 13 janvier, à savoir environ 1.8 m³/s de plus que le 14 janvier.

En outre, l'eau est passablement turbide : par temps normal elle est encore claire à la hauteur de la Grande Eau tandis qu'elle y est déjà turbide ce jour-là. De plus, de nombreux drains coulent extrêmement fort avec une couleur brunâtre dévoilant une grande quantité d'argiles,

de terre et de matière organique emportée (*photos 4.9, 4.10, 4.12, 4.15, 4.19*). Par deux endroits sur les bords du canal, des poissons ont été trouvés morts, ce qui peut certainement être en lien avec la quantité de matières en suspension impliquant une diminution de la quantité d'oxygène à disposition ou bouchant les branchies des poissons. Finalement, aux alentours du canal, les champs sont en beaucoup d'endroits gorgés d'eau, ce qui met en évidence l'inefficacité de certains drains par gros temps de pluie.

En ce qui concerne la période du 10 au 14 janvier, il faut souligner que de nombreux cours d'eau en Suisse ont subi une rapide augmentation de débit. La *Versoix* à Genève a débordé, ce qui vient confirmer que les conditions d'échantillonnage du 14 janvier sont représentatives d'une situation particulière à forte pluviosité.

Points spécifiques (photos et commentaires)



Photo 4.9: Drain III



Photo 4.10: Drain IV et enclos à bétail



Photo 4.11 : drain V



Photo 4.12 : canal ouvert du drain V

Une eau de couleur brunâtre et turbide arrive au drain V (*photo 4.11*) par un canal ouvert (*photo 4.12*) en provenance de terres à bétail.



Photo 4.14 : champ inondé à proximité du drain VI

Photo 4.13 : canal ouvert du drain VI



Photo 4.15 : drain VI

Le drain VI (*photo 4.15*) est alimenté par un canal ouvert (*photo 4.13*) dont l'eau a une couleur blanchâtre et turbide. Un champ inondé (*photo 4.14*) borde le canal ouvert en provenance d'une forêt.



Photo 4.16 : Terres agricoles en rive gauche



Photo 4.17 : La Grange - du - Bras, rive gauche



Photo 4.18 : champs inondés à Noville



Photo 4.19 : canal du Bex. Le drain est sous l'eau.

Les terres agricoles sont gorgées d'eau de part et d'autre du Grand Canal (*photos 4.16 et 4.17*). Le canal du Bex à Noville (*photo 4.19*) prend sa source d'un gros drain en provenance du village ou de terres agricoles, entre autres les terres inondées avoisinantes (*photo 4.18*).



Photo 4.20 : le Grand Canal à la passerelle

Le 14 janvier, le niveau d'eau du Grand Canal est très haut ; il était supérieur d'environ 30 centimètres le jour précédent (traits tillés, *photo 4.20*).

4.3.4 Journée du 17 mars 2004

Conditions météorologiques

La journée du 17 mars offre un temps ensoleillé et un redoux toujours plus important depuis 5 jours (*tableau 4.3*). Les températures maximales font effectivement un bond de 7.4 °C entre le 13 et le 17 mars atteignant un maximum de 16.8 °C ce jour-là. Ces températures plutôt printanières soulignent un premier redoux annonçant le début du printemps. L'isotherme du 0°C monte notamment à 3500m d'altitude le 17 mars, soit 1100 mètres plus haut que le 13 mars. La durée d'ensoleillement est de 601 minutes, soit 10 heures et 01 minutes, ce qui représente l'entièreté de la journée. La nébulosité est donc nulle et le rayonnement global élevé. En outre, la pluviosité est nulle depuis trois jours et minime les jours précédents. D'un point de vue qualitatif, on peut évaluer cette journée à des conditions de pluviosité nulle, d'ensoleillement total, représentatives du début printanier.

	13 mars 04	14.mars 04	15.mars 04	16.mars 04	17.mars 04
Précipitations (mm)	6.3	4.6	0	0	0
Température minimale (°C)	3.7	2.7	1.1	1.9	1.6
Température maximale (°C)	9.4	11.2	13.8	15.3	16.8
Ensoleillement (en minutes)	8	100	598	600	601
Humidité relative (%)	74.7	89.4	79.2	68.9	65.6
Nébulosité (%)	79	83	0	0	0
Rayonnement global (W/m2)	1930	2315	4611	4696	4787
Hauteur de neige à 7h (mm)	0	0	0	0	0
Hauteur de neige à 19h (mm)	0	0	0	0	0
Isotherme du 0°C (alt. en m)	2400	2400	2500	3400	3500

Tableau 4.3 : Données météorologiques du 13 au 17 mars 2004 à la station d'Aigle (Météosuisse, Genève)

Aspect physique du Grand Canal

Généralités

Ces conditions climatiques impliquent des conséquences directes sur l'état physique du cours d'eau. Le débit est faible et le niveau d'eau très bas. Par comparaison aux jours intensément pluvieux, le niveau d'eau est d'environ 70 à 80 centimètres plus bas. Dans la partie aval, cela découvre les berges en blocs de pierre, ainsi qu'une partie des galets et graviers présents sous ces blocs. De nombreux drains sont notamment à sec. En raison du faible débit, l'eau est peu turbide et laisse percevoir une quantité d'algues phénoménale (*photos 4.26, 4.28, 4.38, 4.39*). La présence d'algues est conséquente depuis le pont de Chessel. A l'amont ce sont plutôt de faibles quantités avec des poussées d'herbe sur les côtés, tandis qu'à l'aval, le lit du canal est presque partout recouvert de plusieurs espèces différentes d'algues, ainsi que de mousse verte claire sur les côtés. Au niveau du pont de Noville, de la glaise noire remplit les bords du canal entre le niveau d'eau et les graviers (*photo 4.37*). Cela laisse soupçonner une quantité

importante de glaise et de décomposition algale sur le fond du canal. En comparaison des campagnes de novembre et janvier, la poussée algale est phénoménale.

Points spécifiques (photos et commentaires)

Quelques points particuliers sont également à souligner. Premièrement, on trouve dans le rejet de Chessel, des déchets de poireaux et de céleris, ainsi qu'une dizaine de tampons hygiéniques et des restes de papier de toilette. L'eau de ce rejet est en outre particulièrement brunâtre ce jour-là (*photo 4.22*). Ces déchets ne sont pas un fait exceptionnel : on les retrouve aussi le 25 mai, et lors d'autres inspections réalisées par le garde-pêche, Monsieur Jean-Louis Annex. Les tâches blanches observées dans ce rejet sont probablement des filaments bactériens associés à des champignons filamenteux. Ceci indique une très forte pollution organique (COD) permettant le développement des organismes saprophytes (se nourrissant de la matière organique).



Photo 4.21 : Les algues colonisent le drain III à sec.



Photo 4.22 : Rejet de Chessel



Photo 4.23 : l'herbe colonise les bords du canal dans la partir amont (Chessel pont)



Photo 4.24 : un agriculteur purine son champ à Chessel

En cette journée ensoleillée, propice à l'épandage des purins et des engrais, de nombreux agriculteurs s'adonnent à cette activité (*photo 4.24* : entre le Grand Canal et Chessel, plus précisément derrière de rejet de Chessel).



Photo 4.25 : algues (drain V)



Photo 4.26 : fond du Canal à partir de Chessel



Photo 4.27 : le drain VI est à sec ce jour-là

Photo 4.28 : canal entre drains V et VI

A partir de Chessel, une quantité d'algues abondante colonise le fond du canal. Il s'agit le plus souvent d'algues filamenteuses, principalement *Cladophora* (photo 4.26). Sur les bords, tout le long de la partie aval on trouve des algues flottantes de couleur vert-clair, particulièrement autour des arrivées de drain (photos 4.25 : drain V). Celles-ci sont non identifiées mais il s'agit probablement de *ulothrix*, *vaucheria* et/ou *rhizoclonium*. La photo 4.28 montre l'aspect du canal entre les drains V et VI.



Photo 4.29 : canal du Bex



Photo 4.30 : canal du Bex



Photo 4.31 : Bas du canal du Bex



Photo 4.32 Canal du Bex

Le canal du Bex à Noville a une odeur nauséabonde, provenant de deux endroits différents : le rejet à sa source proche de la déchetterie (photo 4.30) et le petit canal latéral en provenance d'une zone agricole (Bas du canal du Bex : photo 4.31). Le niveau d'eau est ce jour-là extrêmement bas, laissant percevoir dans le fond au bord de la déchetterie quelques sacs poubelles jaunes et des plastiques (photo 4.32 ; la déchetterie se trouve sur la gauche). Des

roseaux notamment colonisent les bords de ce canal. L'eau sortant du rejet à sa source contient notamment des bouts de carottes et de betteraves, ainsi que des restes de papier de toilette. Les algues à cet endroit forment une sorte de croûte épaisse répugnante, appelée « dread locks » (*photo 4.30*). Il s'agit de *Cladophora* recouvertes de diatomées et d'autres espèces d'algues non identifiées. L'eau a une couleur opaque et brunâtre dans le petit canal, qui est d'ailleurs quasiment à sec.



Photo 4.33 : embouchure du Canal du Bex



Photo 4.34 : embouchure du Canal du Bex



Photo 4.35 : algues filamenteuse en fond de canal



Photo 4.36 : algues stagnante en bord de canal



Photo 4.37 : fond vaseux du canal (Après Noville)

Au contact de l'eau du canal du Bex dans l'eau du Grand Canal se dessine un nuage blanc certainement chargé en nutriments, car les cygnes viennent précisément à cet endroit pour se nourrir ; on constate aussi une quantité d'algues de surface en provenance du canal du Bex (*photos 4.33 et 4.34*). La photo 4.35 montre le fond du canal envahi d'algues filamenteuses (*Cladophora*). La photo 4.36 montre une stagnation d'algues en bord de canal : ces algues flottantes bordent le canal sur toute la longueur entre Noville et la passerelle. Il s'agit certainement de *Cladophora* et *Vaucheria* mélangées, mais cela n'a malheureusement pas pu être identifié au microscope. Ces algues occupent une largeur de 50 centimètres depuis le bord vaseux. La bassesse du niveau d'eau laisse à découvert un fond vaseux, de couleur noire mis en évidence par deux traces de pas sur la photo 4.37: cette vase est la preuve d'une décomposition algale importante.



Photo 4.38 : fond du Canal à la passerelle (Cladophora)

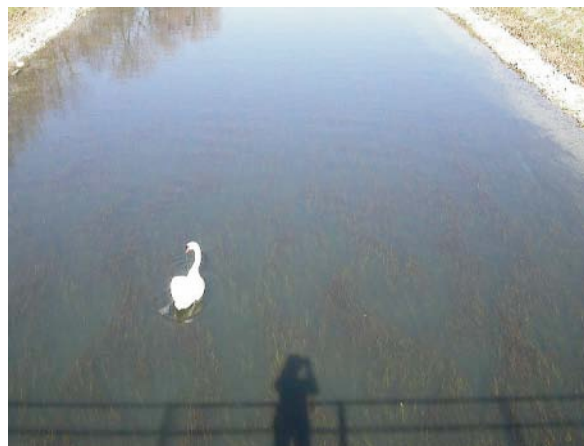


Photo 4.39 : fond du Canal à la passerelle (Cladophora)



Photo 4.40 : dernier tronçon jusqu'au lac



Photo 4.41 : embouchure du Grand Canal

A la hauteur de la passerelle, le fond du canal est entièrement couvert d'algues filamenteuses (*Cladophora*) (*photo 4.38 et 4.39*). Le bas niveau d'eau laisse à découvert les galets posés en

ped de digue (*photos 4.40 et 4.41*) : dernier tronçon du Grand Canal entre la passerelle et le lac Léman). Le niveau du lac est aussi extrêmement bas ce jour-là.

4.3.5 Journée du 25 mai 2004

Cette journée d'échantillonnage a été prévue spécifiquement pour le ramassage d'algues et de macrophytes, mis à part un maigre échantillonnage d'eau à 12 stations du canal (pour les mesures de chlorophylle et nutriments). Les mesures in situ n'ont pas été effectuées (excepté la conductivité et la température). Cette dernière partie de chapitre présente donc des aspects physiques du canal relatifs à la présence des algues et macrophytes. Celles-ci ont été ramassées, puis identifiées dans les laboratoires du Service cantonal de l'écologie des eaux à Genève (DIAE) avec l'aide des biologistes A.Cordonnier et J.Perfetta.

Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques du 25 mai sont représentatives d'une journée chaude de printemps (*tableau 4.4*). La durée d'ensoleillement importante les jours précédents, le rayonnement global et la température croissante de l'air et de l'eau sont des paramètres pouvant expliquer la présence de nombreuses algues et plantes aquatiques dans le Canal. Cette journée se situe notamment en période plus sèche (précipitations nulles).

	21.mai.04	22.mai.04	23.mai.04	24.mai.04	25.mai.04
Précipitations (mm)	4.7	0	0	0	0
Température minimale (°C)	12.7	7.2	5.1	2.4	3.5
Température maximale (°C)	17.5	16.2	17.8	19.4	21.5
Ensoleillement (en minutes)	0	298	651	668	659
Humidité relative (%)	84.4	73	59.8	60.1	58
Nébulosité (%)	88	54	21	0	17
Rayonnement global (W/m ²)	78	205.1	319.1	314.7	318
Hauteur de neige à 7h (mm)	0	0	0	0	0
Hauteur de neige à 19h (mm)	0	0	0	0	0

Tableau 4.4 : Données météorologiques du 21 au 25 mai 2004 à la station d'Aigle (Météosuisse, Genève)

Aspect physique du Grand Canal

Généralités

Le Grand Canal a ce jour-là une hauteur d'eau semblable à la journée du 17 mars. Parmi les paramètres physiques, la différence se trouve dans la température de l'eau : celle-ci avoisine 15 °C le 25 mai.

L'examen visuel sur place laisse voir une végétation aquatique encore plus importante que le 17 mars. Premièrement, les talus de chaque côté du canal sont couverts d'herbes d'une

hauteur de 1 mètre, ce qui rend plus compliqué l'accès à l'eau (*photo 4.42*). Ensuite, une espèce de plantes aquatiques (*Cardamine amère*) colonise les 50 premiers centimètres en largeur du canal sur plusieurs kilomètres à partir de la Grande Eau (*photos 4.42, 4.43*). Finalement, après examen visuel, on constate que la prolifération algale était plus abondante le 17 mars (algues filamenteuses surtout), tandis que la quantité de plantes aquatiques (macrophytes) et la biodiversité démontrée par la présence des différentes espèces est plus importante le 25 mai. En général, le 25 mai, l'environnement montre une croissance de la végétation avancée, autant sur terre (arbres, buissons, cultures, herbe) que dans le canal.

Points spécifiques (photos et commentaires)



Photo 4.42 : La *Cardamine amara* colonise les bords du Grand Canal à partir de l'aqueduc de *La Grande Eau*



Photo 4.43 : *Cardamine amara*

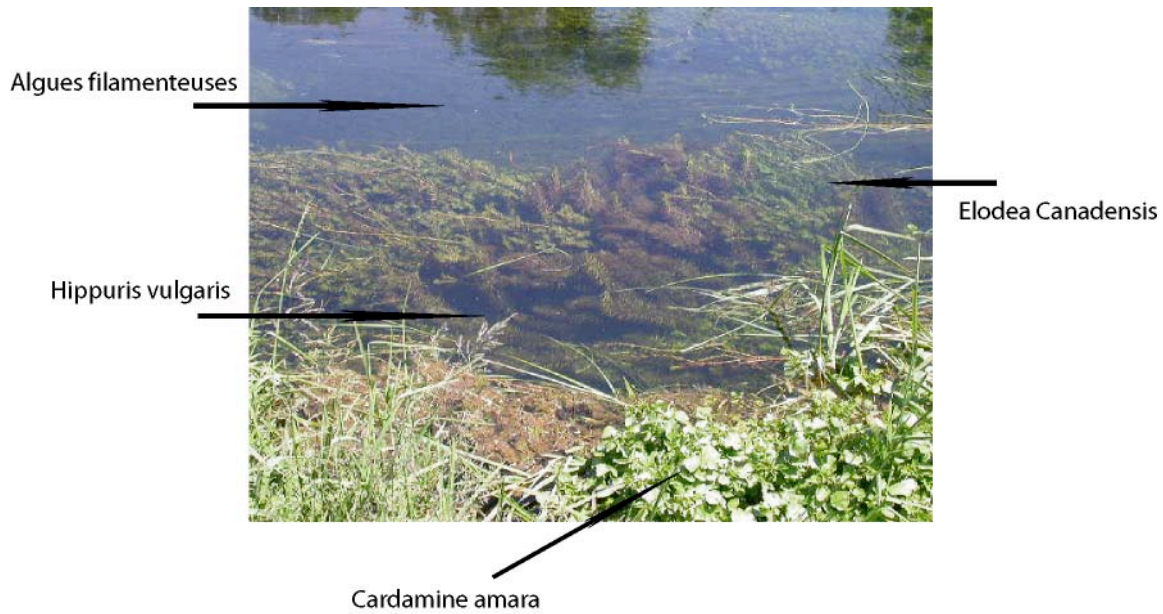


Photo 4.44 : différentes macrophytes et algues à la hauteur du drain V

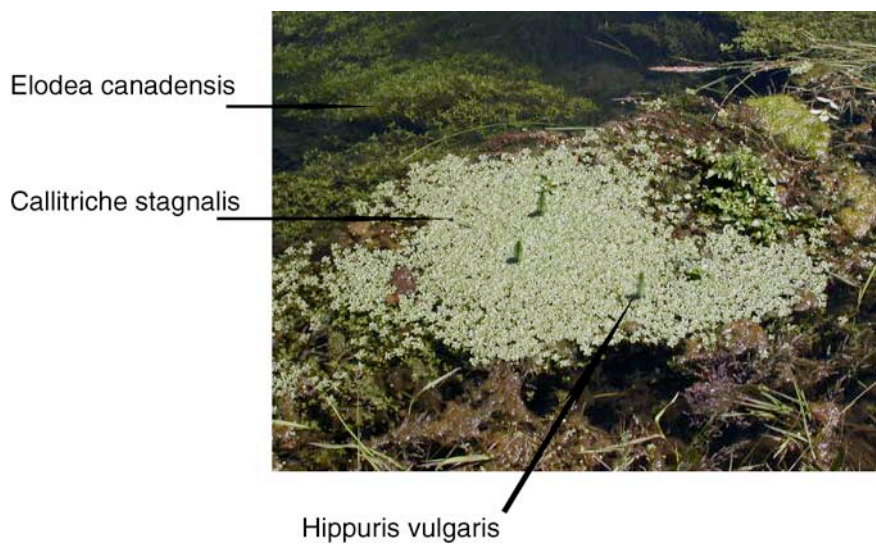


Photo 4.45 : macrophytes à la hauteur du drain V

Au niveau des drains, les macrophytes sont généralement très variées. A la hauteur du drain V, on rencontre notamment *Elodea canadensis* (Elodée du Canada), *Callitriche stagnalis* (Etoile d'eau des étangs), *Hippuris vulgaris* (Pesse vulgaire) (photo 4.45).

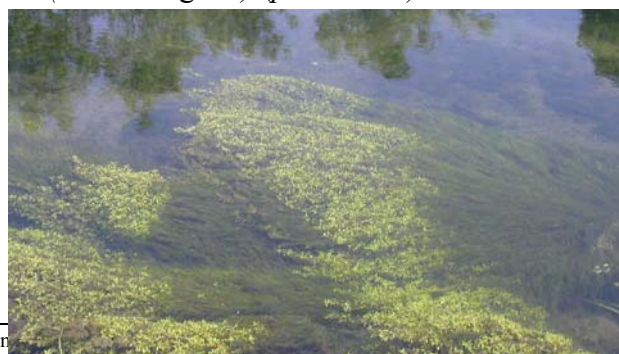




Photo 4.46 : *Elodea Canadensis* (Elodée du Canada)

Photo 4.47 : le Grand Canal à la hauteur du drain V (25 mai 04)

Photo 4.48 : *Nasturtium officinale*

A l'exurgence du drain VI, se trouvent *Nasturtium officinale* (Cresson d'eau) (photo 4.48) et des algues filamenteuses (*Cladophora*) (photo 4.49).



Photo 4.50 : les Brèmes communes remontent le canal depuis le lac jusqu'à Noville. Ces poissons pondent leurs œufs dans les macrophytes, ici *Potamogeton plantagineus* (Potamot plantain, rougeâtre)

Les Brèmes communes (*Abramis brama*) sont des poissons longs de 30 à 50 cm en taille adulte (Keith & Allardi, 2001). Ils occupent les cours inférieurs des grandes rivières, les réservoirs de barrage ou les eaux saumâtres. La période de fraie se situe aux mois de mai-juin.

Les larves sont fixées aux macrophytes immergées dans une eau entre 13 et 20 °C, généralement le long des rives dans une eau profonde de 40 cm à 2 mètres. Leur nourriture consiste de zoobenthos, zooplanctons, et fragments végétaux. On constate que la partie aval du Grand Canal est un endroit tout à fait approprié pour la période de fraie : des macrophytes occupent le fond du canal sur toute sa largeur, la colonne d'eau est approximativement de 1m40, et la température avoisine 15 °C au mois de mai. La biodiversité, tant algale, planctonique que zoobenthique offre une nourriture abondante.

PARTIE V

Résultats

5.1 Introduction

Le travail de terrain et de laboratoire a abouti à l'expression de résultats sous forme de graphiques (histogrammes) ou de corrélations linéaires. Il s'agit tout d'abord de présenter ces résultats par groupes de paramètres (physique, chimique et biologique), puis de discuter leur importance, leur signification et leur relation. Comme on l'a vu dans la partie IV, ces campagnes d'échantillonnage ont été menées sur quatre journées différentes. Cependant, les deux dernières campagnes donnant des résultats similaires (paramètres chimiques pour le 17 mars et le 25 mai), les résultats du 25 mai ne seront pas traités, à l'exception des paramètres biologiques (algues, macrophytes et chlorophylle).

En ce qui concerne les résultats, ceux-ci sont présentés directement sur des graphiques réunissant les trois journées d'échantillonnage significatives. Si le lecteur désire se référer plus précisément aux chiffres mentionnés, des graphiques concernant chaque date d'échantillonnage séparément se trouvent en annexe C, de même que les résultats bruts sous forme de tableau (par paramètre). Les corrélations mentionnées se réfèrent notamment aux graphiques de corrélation en annexe C.

Les résultats sont tout d'abord présentés systématiquement par groupe de paramètres (physiques, chimiques, biologiques) avec distinction des points de vue : météorologique (donc les conditions hydrologiques) et spatial (composante géographique). Ils sont suivis d'une petite discussion d'appréciation du paramètre traité.

Les graphiques ont tous la même structure : les paramètres sont évalués selon l'abscisse, et les stations 1 à 25 figurent sur l'ordonnée. Les stations sont situées dans l'ordre de l'amont à l'aval, avec mention « GC » lorsqu'il s'agit des points de prélèvement dans le Grand Canal. Lorsqu'il existe une base légale en relation avec le paramètre étudié, sa valeur est dessinée comme limite acceptable concernant soit le cours d'eau lui-même (OFEFP, 2004) soit les rejets d'eaux usées (ODE, 1982, ou OEaux, 1998).

L'évaluation qualitative est donc basée, pour les stations du Grand Canal, sur les objectifs de qualité fixés par l'OFEFP pour les cours d'eau (2004, c.f. *tableau 2.8, partie II*). En ce qui concerne les drains et rejets, nous considérons que les écoulements récupérés par le réseau de drainage et se déversant dans le Grand canal sont assimilables à des eaux épurées par les STEP donc soumis aux mêmes normes⁴ (Ordonnance sur la protection des eaux, OEaux, 1998 et Ordonnance sur le déversement des eaux usées, ODE, 1983 et 1975, c.f. *tableau 2.9, partie II*). Les canaux latéraux, tels le Grand Fossé ou le canal du Bex sont évalués avec les mêmes normes que le Grand Canal, à savoir les objectifs de qualité fixés par l'OFEFP (2004), car malgré leur rôle de drainage, ils sont également à ciel ouvert et jouent donc le rôle de cours d'eau quant à l'écologie de leur milieu (faune, flore). Les stations « GC » sont donc à référer

⁴ Le Service de la Protection de l'Environnement du canton du Valais applique les mêmes normes pour l'évaluation du réseau de drainage du Canal Stockalper (SPE 1999, SPE 2001).

aux objectifs fixés par l'OFEFP, tandis que les stations sans mention « GC » (les rejets) sont à référer aux limites fixées par l'ODE (excepté Grand Fossé et canal du Bex).

5.2 Paramètres physiques

5.2.1 Température

Présentation des résultats

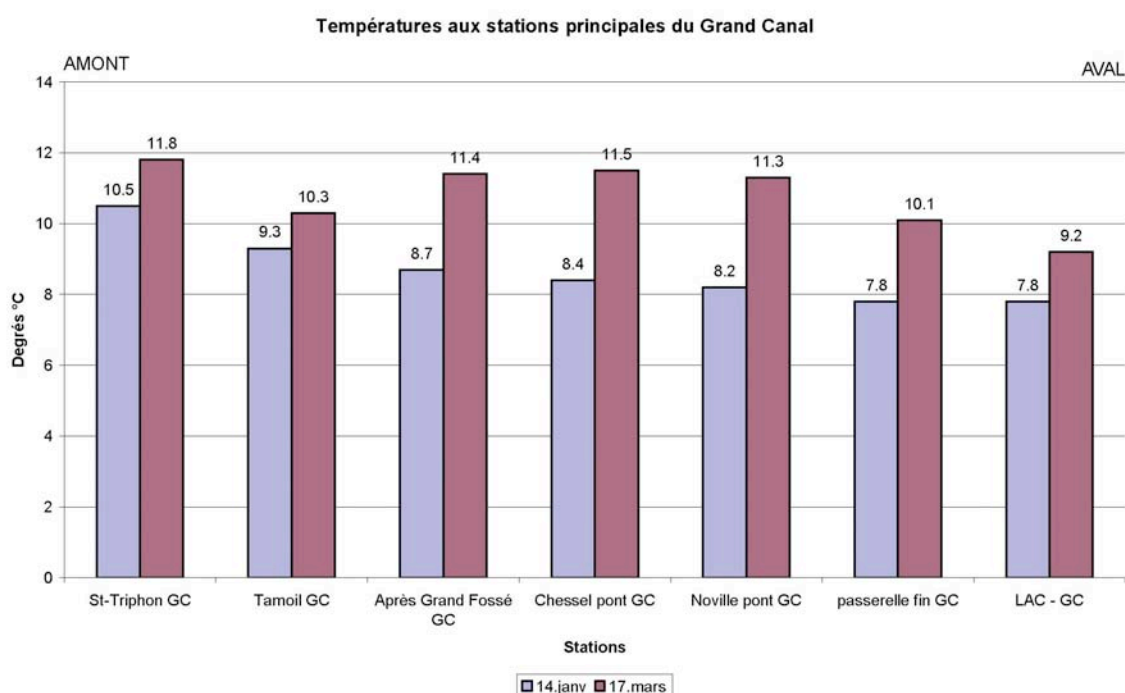


Figure 5.1 : Température

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, les **températures sont, dans les stations du Grand Canal, plus élevées en mars qu'en janvier**, ce qui est normal du fait de températures atmosphériques plus basses en hiver qu'au début du printemps.

Composante géographique

Du point de vue spatial, on constate une **diminution de la température de l'amont à l'aval**. Cette chute de température est cependant plus marquée en période de précipitations (14 janvier) qu'en période sèche (17 mars).

Discussion

En ce qui concerne les stations principales du canal, le 14 janvier, les températures mesurées sont de 10.5 °C à *St-Triphon*, 9.3°C à *Tamoil*, 8.4 °C à *Chessel pont*, 8.2 °C à *Noville pont* et 7.8 °C à la *passerelle*, soit une diminution de 2.7°C. Le 17 mars, les températures montrent également une chute régulière, mais de 1.7 °C. Cette diminution de la température vers l'aval peut être expliquée par un apport quantitatif en eau par les rejets et les drains. La température plus élevée à l'amont peut être due également à l'apport d'une eau légèrement plus chaude de la STEP de Bruet. La différence amont – aval est cependant plus marquée après de fortes précipitations, ce qui est expliqué par une augmentation du débit de l'amont à l'aval plus importante le 14 janvier (0.11 m³/s amont à 10.18 m³/s aval le 14 janvier et seulement 0.05 m³/s amont à 3.44 m³/s aval le 17 mars).

La différence observée dans la diminution de la température amont – aval entre le 14 janvier et le 17 mars, à savoir une diminution plus prononcée après de fortes précipitations peut être expliquée par différents facteurs :

- tout d'abord, une rapide augmentation de débit due aux précipitations, aux canaux latéraux et aux drains remplis d'eau : la température de l'eau des drains est plus basse que la température du canal, ce qui provoque une baisse de température progressive vers l'aval ; l'importance de ce facteur est soulignée par des corrélations trouvées entre température et débit (importante le 14 janvier : $R_2 = 0.91$, et relative le 17 mars : $R_2 = 0.44$) (*figures 2.16 et 3.16, annexes C*) ;
- la diminution de température est due à la saison hivernale (c.f. *figure 2.8*, partie II) ;
- il est fort probable que le niveau en charge de la nappe phréatique à la hauteur de Chessel en période de hautes eaux (Bertrand, 1986) joue un rôle dans la baisse des températures ; de plus, les températures observées à partir de cette station sont proches des températures moyennes observées dans une nappe phréatique (env. 8°C) ;
- l'eau de la nappe est également plus froide en hiver ;
- de manière plus probable, la remontée de la nappe phréatique à partir du lac et sur une distance de 1.5 à 2.0 km (Bertrand, 1986) peut également participer à cette diminution de température. La remontée du lac dans le Canal constatée visuellement le 14 janvier est également démontrée par les résultats : la température du lac est de 7.8 °C le 14 janvier, soit égale à la température mesurée à la passerelle. Cela indique que le lac peut provoquer cette chute rapide de température le 14 janvier en mélangeant ses eaux à celles du Grand Canal. Au contraire, le 17 mars, par temps sec, la température du lac est de 9.2 °C, à savoir 0.9 °C plus basse qu'à la passerelle (il n'y a donc pas de remontée des eaux du lac en période sèche).

Finalement, les résultats de température confirment la théorie de la variation de température de l'eau au cours de l'année entre amont et aval (*figure 2.8*, partie II). L'amplitude de la variation de température au cours de l'année est en effet plus importante à l'aval d'un cours d'eau qu'à l'amont. La différence de température à l'aval entre janvier et mars est en effet de 2.3°C tandis qu'elle est seulement de 1.3 °C à l'amont. La *figure 5.1 (annexes C)* souligne le même phénomène en comparant les résultats du 14 janvier et du 25 mai. L'amplitude est encore plus grande à l'aval du fait de la saison avancée : on trouve une différence de température de 7.2°C à la passerelle entre le 14 janvier et le 25 mai, tandis qu'à l'amont la différence n'est que de 3.4 °C.

Les résultats du 25 mai (*figure 5.1, annexes C*) montrent un phénomène assez intéressant confirmant la théorie de la partie II (*figure 2.8*) : la température d'un cours d'eau diminue de l'amont à l'aval pendant les mois d'hiver, tandis qu'elle augmente de l'amont à l'aval durant

les mois d'été. On constate en effet qu'en janvier et mars, les températures diminuent d'amont en aval, tandis qu'au mois de mai elles augmentent (*figure 5.1, annexes C*). En mars, il a été constaté qu'elles diminuent plus légèrement qu'en janvier (de 1.7° en mars et de 2.7°C en janvier) ; en mai elles n'augmentent que légèrement (de 1.1 °C). Ces données indiquent que l'on peut situer approximativement une courte période de températures égales entre l'amont et l'aval (avant le retournement de situation) vers le 26 avril (en effectuant un petit calcul d'env. 0.27 °C d'amplitude en moins par semaine – en sachant une différence d'amplitude de 2.7°C pour 10 semaines entre le 17 mars et le 25 mai).

5.2.2 Conductivité & Salinité

Présentation des résultats

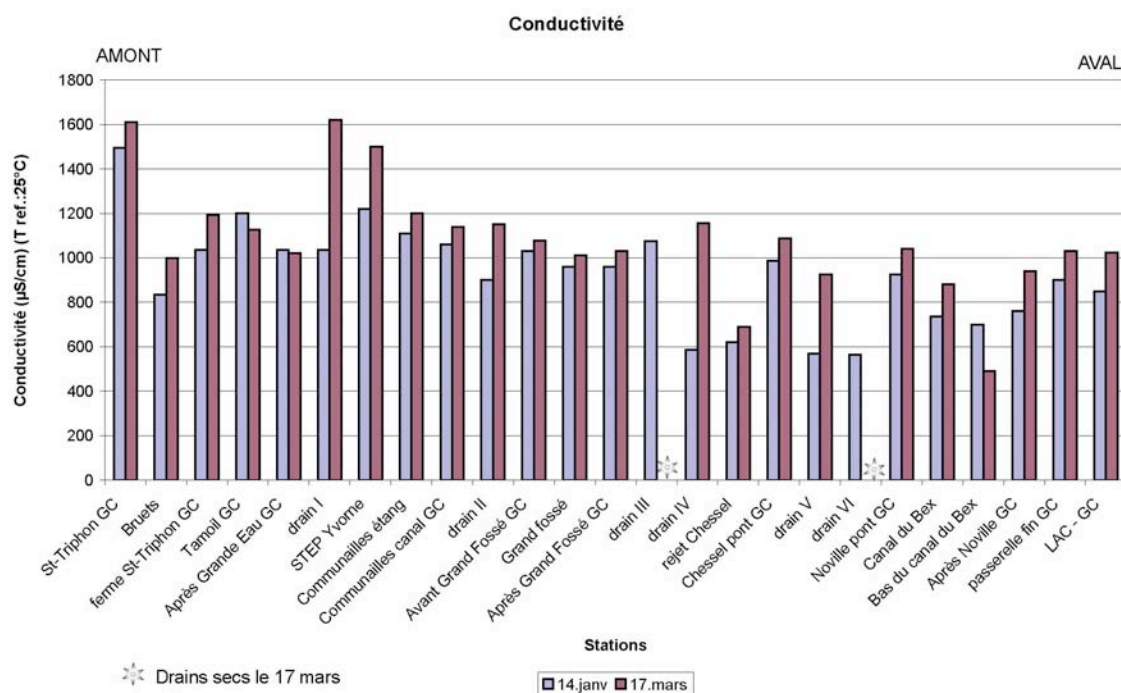


Figure 5.2 : Conductivité

Les valeurs de conductivité vont de paire avec les valeurs de salinité qui figurent en annexe (C, *figure 5.3*) et auxquelles les propos suivants se rapportent également.

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, **les valeurs de conductivité sont plus importantes en période sèche (17 mars) qu'après de fortes précipitations (17 mars : 1610 µS/cm à l'amont et 1022 µS/cm à l'aval ; 14 janvier : 1495 µS/cm à l'amont et 850 µS/cm à l'aval)**. Dans le canal, ces différences sont de l'ordre de 200 µS/cm de plus le 17 mars. Le 25 mai, ces valeurs sont encore légèrement plus élevées que le 17 mars (de l'ordre de 20 µS/cm, *figure 4.1, annexes*

C). La moyenne dans le canal est d'environ 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ après une période de fortes précipitations et 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en période sèche.

Composante géographique

Du point de vue spatial, la station amont **St-Triphon** montre des valeurs particulièrement élevées en comparaison des autres stations du canal, autant en période sèche qu'après de fortes précipitations. La tendance générale est une **diminution de la conductivité de l'amont à l'aval**.

La salinité à *St-Triphon* est aussi particulièrement élevée (0.6 le 17 mars et 25 mai, et 0.5 le 14 janvier, *figure 5.3, annexe C*). Elle est également élevée à l'amont et se stabilise autour de 0.3 dans les stations médianes et aval. Seuls le **rejet de Chessel et le bas du canal du Bex ont une salinité très basse (0.1), voire nulle (rejet de Chessel le 17 mars, ou drain VI le 14 janvier)**.

En période de fortes précipitations, les drains IV, V, VI ont une conductivité particulièrement basse (entre 565 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 620 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour le rejet de Chessel). Au contraire, les drains I, II et III ont des valeurs conductivités du même ordre que celles du canal (env.1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

En période sèche, les conductivités des drains sont plus élevées (autour de 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Le **drain I** a une conductivité de 1620 $\mu\text{S}/\text{cm}$ spécialement élevée le 17 mars, de même qu'une salinité élevée (0.7, *figure 5.3, annexes C*).

Un point particulier est le **bas du canal du Bex** : la conductivité est extrêmement basse en comparaison des autres stations, autant le 14 janvier que le 17 mars: les valeurs sont de 700 et 489 $\mu\text{S}/\text{cm}$, à savoir plus basses par temps sec (contrairement aux autres stations dont les valeurs sont plus élevées par temps sec). Le **canal du Bex** a des valeurs assez basses également, autant par temps pluvieux que sec (735 et 880 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Les valeurs de conductivité des STEP des Bruets et d'Yvorne sont plus élevées en période sèche que pluvieuse (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ le 17 mars et 835 $\mu\text{S}/\text{cm}$ le 14 janvier au rejet des Bruets ; 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ le 17 mars et 1220 $\mu\text{S}/\text{cm}$ le 14 janvier à la STEP d'Yvorne).

Discussion

De manière générale, la conductivité des eaux du Grand Canal est élevée par rapport aux eaux du Rhône qui ont une conductivité d'environ 550 $\mu\text{S}/\text{cm}$. On dit généralement qu'une eau dont la conductivité est comprise entre 600 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a une minéralisation importante, et que si elle dépasse 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sa minéralisation est considérée comme excessive (SPE & laboratoire cantonal VS, 1997). Les eaux du Grand Canal ont donc une minéralisation fortement excessive, accentuée par temps sec.

La conductivité, expression des teneurs en sels dissous dans l'eau devrait être plus haute lorsqu'il y a de plus fortes teneurs en azote ou en phosphore. Or, les plus hautes teneurs en nutriments ont été observées le 14 janvier (mis à part l'ammonium). Cela contredit les résultats présentés ci-dessus, qui montrent des conductivités généralement plus hautes en période sèche. Il y a plusieurs explications à cela :

- la conductivité est fonction de la température. A une température de l'eau plus élevée, la conductivité augmente. La différence de température entre le 14 janvier et le 17 mars (1 °C à l'amont et 2°C à l'aval) est probablement suffisante pour lire une conductivité plus élevée le 17 mars ;

- les teneurs plus importantes en ions ammonium par temps sec traduisent la salinité et la conductivité élevées de l'eau ;
- la charge totale en ions dissous est plus grande le 17 mars que le 14 janvier : les ions, tels le calcium, le sulfate, l'ammonium, etc...sont en plus grande quantité par temps sec, ce qui augmente la conductivité. Par fortes précipitations, les nitrates sont plus rapidement lessivés que les autres ions. Cela prouve qu'ils ont une plus forte solubilité que la plupart des autres ions, ou que, provenant des engrais, ils n'appartiennent pas au sol d'origine et s'en détachent plus vite (contrairement au sulfate pour lequel le lessivage demande un temps de résidence plus grand) ;
- les quantités de matières en suspension (de type plutôt argileux) le 14 janvier peuvent adsorber une grande quantité de ions qui se dissolvent lentement et diminuer ainsi la conductivité de l'eau (les drains IV, V et VI ont une conductivité plus basse que l'eau du canal) ;
- le rôle des algues et plantes aquatiques est important le 17 mars : l'activité photosynthétique est telle que l'oxygène libéré par les plantes permet une dissolution plus accrue des sels minéraux. Cependant, la corrélation entre conductivité et oxygène pour les stations principales du canal le 14 janvier est de 0.64, en pente négative (*figure 2.17, annexes C*) : plus il y a d'oxygène, plus basse est la conductivité. Cela prouve que le facteur température joue un rôle prépondérant sur la dissolution des ions et l'augmentation de la conductivité le 17 mars ;

Cependant, cette situation peut être résumée par le schéma suivant:

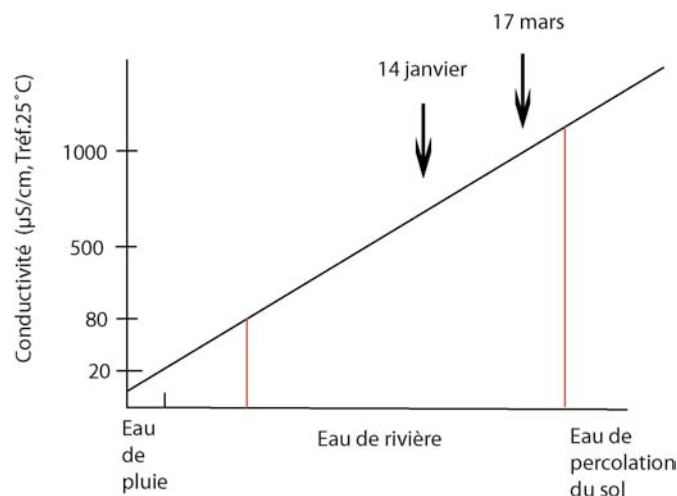


Figure 5.3 : Conductivité de l'eau en fonction de son origine

En période de fortes précipitations (14 janvier), la conductivité de l'eau de pluie, qui environne généralement 20 µS/cm, prédomine sur l'eau de percolation. Cela induit une baisse de la conductivité par dilution. De plus, les précipitations étant intenses, l'eau n'a pas un long temps de résidence dans le sol, et les ions principaux lessivés sont les nitrates, les autres restant en place : la charge totale est donc faible. Par temps sec (17 mars), la conductivité des eaux de percolation prédomine et induit une conductivité généralement élevée dans le canal : le temps de résidence dans le sol étant plus long, une plus grande quantité de ions est lessivée.

En ce qui concerne les rejets de STEP, les normes de conductivité dans le canton de Vaud n'existent pas. Il y a cependant des valeurs considérées *normales* : celles-ci sont comprises

entre 500 et 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. On constate que les valeurs de conductivité des rejets des STEP sont comprises dans cette norme.

5.2.3 Débit

Présentation des résultats

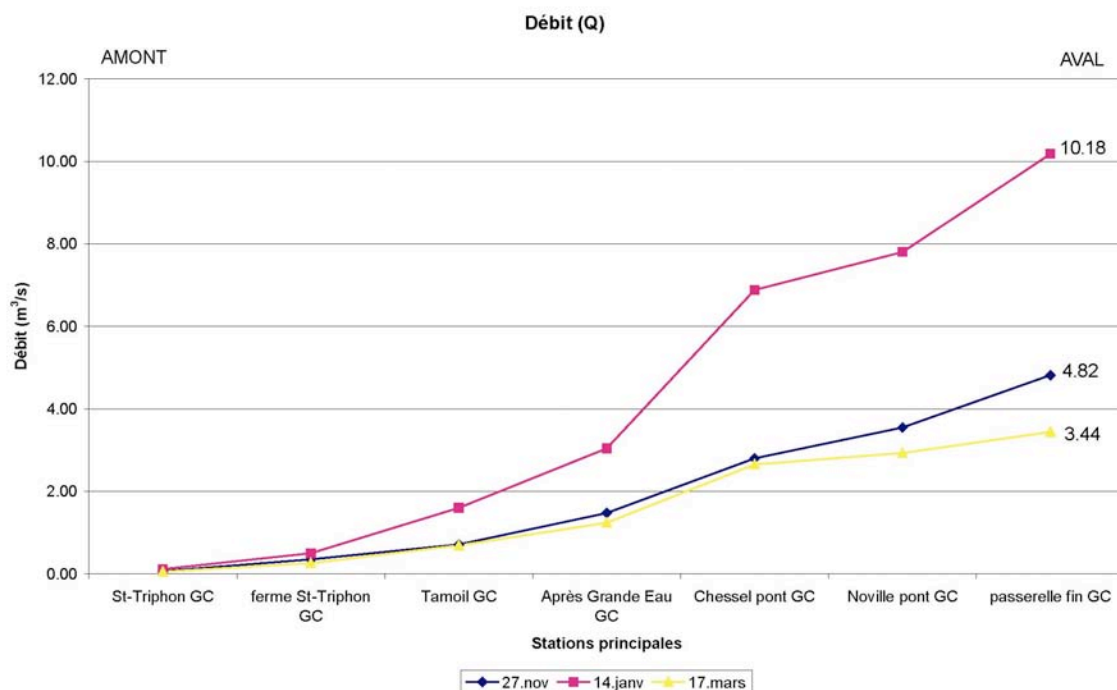


Figure 5.4 : Débit

Composante météorologique

Le débit est naturellement **plus élevé en période de fortes précipitations**. Celui-ci est de l'ordre de trois fois le débit en période sèche, avec une moyenne de 5 m^3/s après de fortes précipitations contre 1.5 m^3/s par temps sec.

Composante géographique

Le **débit augmente de façon conséquente entre l'amont et l'aval du cours d'eau**. Cette augmentation est particulièrement importante après de fortes précipitations (14 janvier). On constate que **l'augmentation est accrue à partir de la station de Après Grande Eau** : celle-ci est cependant moins marquée en période sèche.

Discussion

On constate que l'augmentation de débit se fait de manière prononcée à partir de la station de la Grande Eau. Cela signifie que la partie aval du cours d'eau est d'autant plus alimentée par des drains et rejets que le secteur amont.

Le débit aval après de fortes précipitations ($10.18 \text{ m}^3/\text{s}$), trois fois supérieur au débit aval par temps sec ($3.44 \text{ m}^3/\text{s}$) met en avant la rôle indubitable des drains et des canaux latéraux dans l'alimentation en eau du Grand Canal. Cette différence remarquable est peut-être due également à une remontée conséquente de la nappe phréatique, particulièrement dans le secteur aval (Carte 6, annexes A : profondeur de la surface piézométrique de 1 mètre seulement entre le lac et Noville).

La plus grande augmentation de débit est marquée entre la Grande Eau et Noville.

En comparant les débits du 27 novembre et du 17 mars, on constate que le début de l'augmentation après seulement 6 ou 8 heures de pluie (27 novembre) commence tout d'abord entre Chessel et le lac. Ce fait a deux explications :

- une remontée de la nappe phréatique proche du lac est peut être plus rapide que le remplissage des drains amont, d'autant plus que la nappe phréatique est à priori plus haute dans la partie aval (Carte 6, annexes A) ;
- il y a plus d'apport en eau dans la partie aval que dans la partie amont : soit que les hectares de terres drainées sont plus grands, soit qu'il y a plus de drains (les deux vont généralement de paire).

5.2.3 Matières en suspension

Présentation des résultats

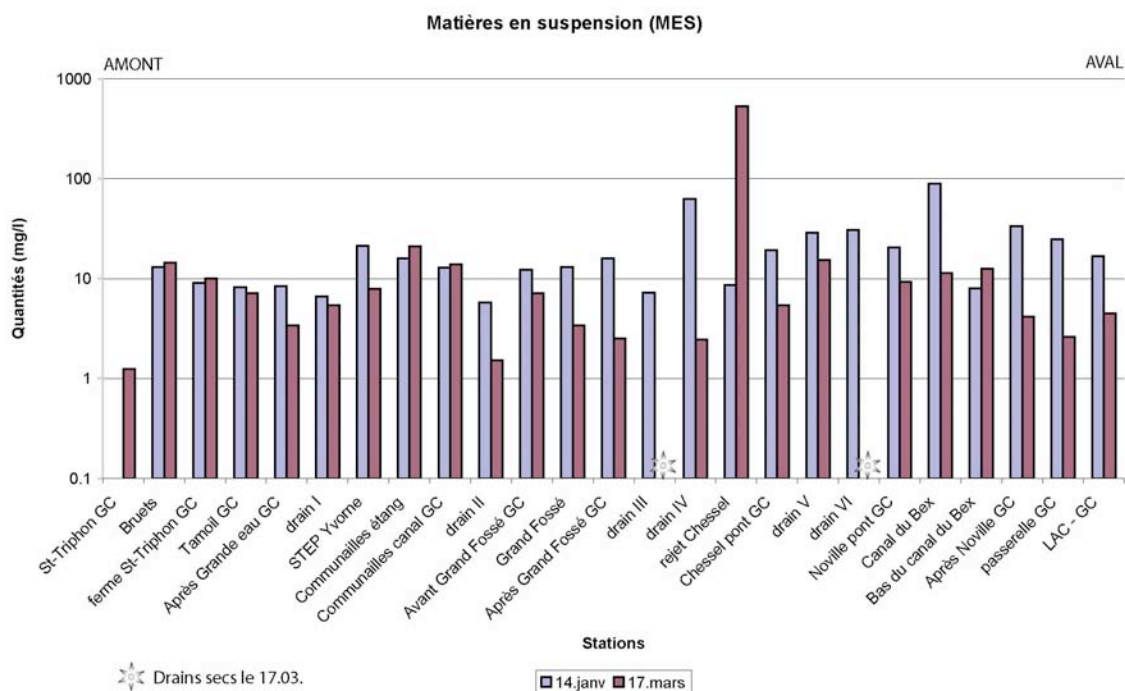


Figure 5.5 : Matières en suspension

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, les matières en suspension observées dans le Grand Canal présentent de manière générale **une quantité plus importante après de fortes précipitations (14 janvier) qu'en période sèche (17 mars)**. La plus grande différence se situe dans les stations aval : les trois dernières stations ont des quantités de MES 4 à 10 fois supérieures le 14 janvier que le 17 mars (33.6 mg/l, 24.8 mg/l et 16.8 mg/l le 14 janvier contre 4.17 mg/l, 2.61 mg/l et 4.47 mg/l le 17 mars).

Cependant, le 14 janvier, les trois dernières stations montrent une diminution de MES jusqu'au lac, avec, dans le Grand Canal, un maximum de MES dans le secteur *Après Noville* (33.6 mg/l).

Une différence dans l'accumulation des particules dans le cours d'eau de l'amont à l'aval est notamment observée entre le 14 janvier et le 17 mars : **l'augmentation amont – aval des MES en période de précipitations est de l'ordre de quatre fois l'augmentation en période sèche** (le 14 janvier, on passe de 0.1 mg/l à 16.8 mg/l de MES de l'amont à l'aval, tandis que le 17 mars l'augmentation est seulement de 1.25 à 4.47 mg/l).

Composante géographique

Du point de vue spatial, on observe les mêmes phénomènes aux deux dates, mais cependant atténués le 17 mars : les pics augmentent et descendent de manière semblable.

Les **drains IV, V, VI** ont des quantités passablement importantes de MES, de même que le **canal du Bex** après de fortes précipitations.

Le **rejet de Chessel** accuse une quantité remarquable le 17 mars.

Discussion

La valeur moyenne des matières en suspension dans le Grand Canal est d'environ 19 mg/l par temps de fortes pluies.

Le maximum de MES observé se situe dans le secteur *Après Noville* et diminue à nouveau vers le lac. Une hypothèse est que les particules sont transportées de l'amont à l'aval sans grande sédimentation, du fait d'un courant moyen, ce qui implique un transport accru vers l'aval, atteignant un maximum à la hauteur de Noville. Le lac joue ensuite un rôle de niveau de base avec effet de dilution. Au vu de la quantité de MES certainement plus importante dans le canal que dans le lac, il semble que cette hypothèse soit justifiée. **D'après ces résultats, on peut donc postuler que le lac fluctue fortement en période de précipitations importantes et remonte les 200 derniers mètres du Grand Canal jusqu'à la hauteur de Noville, ayant un effet de dilution sur l'eau du Grand Canal.**

L'apport en MES par les drains et les rejets (STEP) est considérablement plus important après une période de fortes précipitations. Cela est démontré par des rejets particulièrement remplis d'eau le 14 janvier, et leur rôle indubitable dans l'accumulation accrue des particules en suspension vers l'aval. En période de fortes précipitations, ces résultats élevés soulignent une érosion hydrique importante : un arrachement des particules de terres par les gouttes de pluie, un écoulement en nappe probable par endroits, et surtout un drainage conséquent.

Du point de vue spatial, la similitude des pics entre les deux dates signifie que les entrées en MES dans le Canal ont, d'une part, un impact sur les stations aval, et, d'autre part, sont récurrentes à des points particuliers. Parmi ces endroits à retenir se trouvent : le rejet de la STEP des *Bruets*, l'*étang des Communailles*, et le *canal du Bex*. Ces entrées ont toutes des

conséquences sur les stations aval, à savoir une augmentation de plus en plus importante en MES. Ces trois endroits semblent être les plus problématiques et les plus récurrents.

La *STEP d'Yverne*, les *drains (IV, V, VI)* et le *rejet de Chessel* amènent aussi passablement de matières en suspension, mais de façon exceptionnelle : selon le rendement à la STEP (certainement plus faible le 14 janvier que le 17 mars), l'usage des terres qui est fait en amont des drains (terres à bétail, p.ex.) ou encore dans l'exploitation agricole d'où proviennent les déchets et l'eau brunâtre dans le rejet de Chessel (maraîcher probablement).

En ce qui concerne les valeurs limites en MES établies par la loi, l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées en Suisse (ODE, 1983) fixe une limite de 20 mg/l pour le déversement dans les eaux par temps sec. Or, si l'on considère les résultats du 17 mars, on constate que cette limite est respectée sur toute la longueur du grand Canal excepté à deux endroits : **l'étang des Communailles montre une quantité de 21.03 mg/l de MES déversées dans le Grand Canal, et le rejet de Chessel une quantité de 530 mg/l exceptionnellement considérable**. Pour le premier rejet, cette quantité ne semble pas fluctuer énormément et ne dépasse que de très peu la valeur limite. Pour le second rejet, à Chessel, il faut souligner qu'il ne s'agit pas d'un fait régulier, mais certainement d'un lavage de légumes ou autre action provoquant un transport de terre en grande quantité dans l'exploitation agricole en question. La valeur limite est toutefois trop largement dépassée en ce qui concerne ce déversement.

Dans le canton de Vaud, en ce qui concerne les rejets de STEP, la norme est également fixée à 20 mg/l de MES. Cependant aucune précision n'est donnée en fonction des conditions météorologiques. En conditions pluvieuses (14 janvier), on constate que le rejet de la STEP de Bruet ne dépasse pas les normes (12.97 mg/l), tandis que le rejet de la STEP d'Yverne ne les dépasse que très légèrement (21.4 mg/l).

En ce qui concerne les MES, les endroits problématiques en période de fortes précipitations restent les drains (63 mg/l au drain IV, 28.8 et 30.6 mg/l aux drains V et VI) et le canal du Bex (89.1 mg/l). On constate également que toutes les stations aval dans le Grand Canal lui –même à partir de Noville sont au-dessus de la norme de déversement des eaux usées (20.6 mg/l à Noville pont, 33.6 mg/l Après Noville et 24.7 à la passerelle). Cela signifie qu'en période très pluvieuse, le Grand Canal peut avoir l'aspect physique d'un déversement d'eaux usées. Les photos du 14 janvier en sont significatives (*partie IV, 4.3.2*).

5.2.5 Turbidité

Présentation des résultats

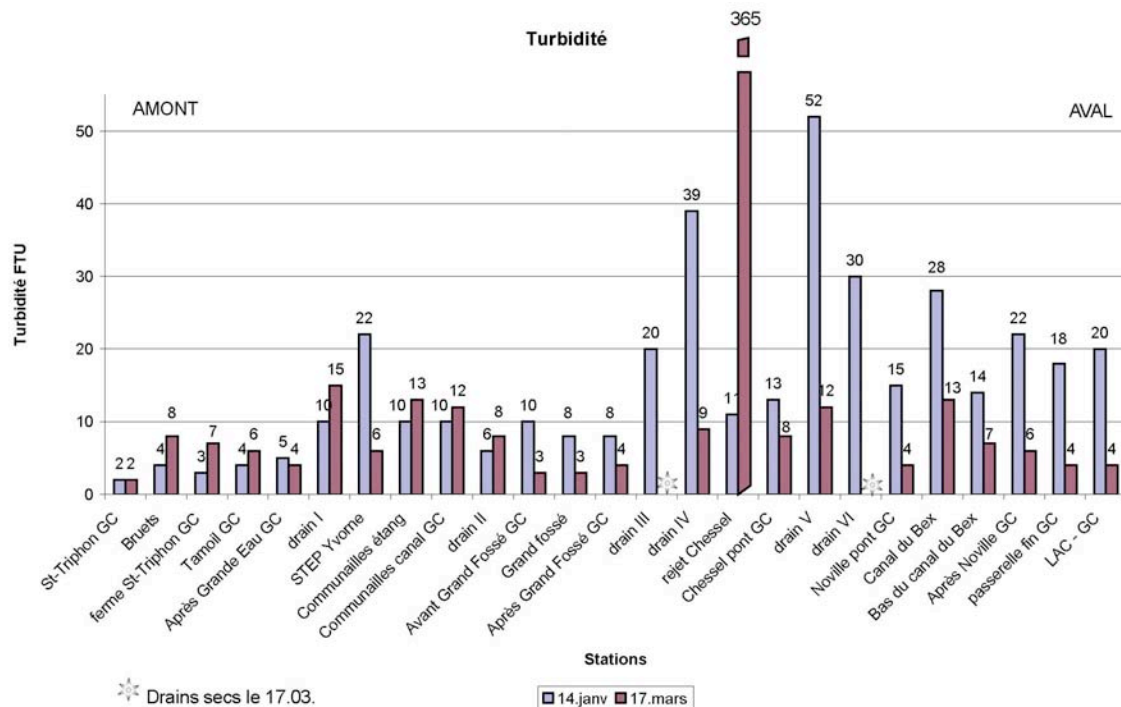


Figure 5.6 : Turbidité

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, **l'eau est beaucoup plus turbide après de fortes précipitations qu'en période sèche**. La moyenne est d'environ 13 FTU par fortes précipitations et 5 FTU par temps sec.

Composante géographique

On observe une **augmentation de la turbidité de l'amont à l'aval**. Celle-ci est d'autant plus marquée le 14 janvier que le 17 mars.

Le **rejet de Chessel** le 17 mars montre une turbidité tout à fait exceptionnelle, en conséquence logique d'un taux de matières en suspension élevé ce jour-là.

Les **drains IV, V, VI** sont notamment très turbides après de fortes précipitations, de même que le **canal du Bex**.

Discussion

La turbidité suit logiquement les mêmes tendances que les matières en suspension présentées plus haut, à savoir une turbidité accrue après de fortes précipitations. Les valeurs élevées des drains et canaux latéraux (*canal du Bex*) montrent leur participation importante quant à l'élévation de la turbidité entre l'amont et l'aval dans le canal ou lors de fortes précipitations.

5.2.5 Transparence (Snellen)

Présentation des résultats

Composante météorologique

La transparence de l'eau est un paramètre secondaire, mesuré comme complément des mesures de turbidité ou de matières en suspension. Les résultats présentés sous formes de graphiques (*figures 2.4, 3.4 et 5.2, annexes C*) permettent de mettre en avant une **plus forte transparence de l'eau par temps sec qu'après une période de pluie**. La moyenne est de 60 cm par temps sec et 40 cm après de fortes précipitations.

Composante géographique

Du point de vue spatial, la **transparence est élevée (> 60 cm) dans la première moitié du canal, jusqu'à Après Grand Fossé, autant par temps sec qu'après de fortes précipitations**. Ensuite, la différence se marque selon les conditions : par temps pluvieux (14 janvier), la transparence diminue jusqu'au lac, pour atteindre une valeur minimale de 11 cm *Après Noville*. Par temps sec (17 mars), la transparence reste élevée jusqu'au lac : la valeur est toujours proche de 60 cm *Après Noville*, et 60 cm à *la passerelle*.

Du point de vue spatial, certains points particuliers ont une très faible transparence, à savoir, le 14 janvier : **STEP Yvorne, Communailles étang, drains III, IV, V, VI, canal du Bex, Chessel pont, Noville pont**. Le 17 mars, ces points sont moins nombreux : **Communailles étang, rejet de Chessel, drain V et canal du Bex**.

Discussion

De manière générale, les valeurs de transparence diminuant dans la partie aval du Grand Canal traduisent une augmentation de matières en suspension et de turbidité dans la partie aval du Grand Canal après de fortes précipitations.

L'Ordonnance sur le déversement des eaux usées (ODE, 1983) fixe une valeur limite de transparence à 30 cm pour le déversement dans les eaux par temps sec selon la méthode de Snellen. On constate que les eaux traitées des deux STEP sont dans ces normes, avec une transparence plus élevée dans les eaux en provenance de la STEP de Bruet qu'en provenance de la STEP d'Yvorne.

Par contre, les valeurs de transparence observées dans le rejet de l'*étang des Communailles* et dans le Grand Canal à l'aval de ce rejet sont insuffisantes et en-dessous de la norme fixée par l'Ordonnance de 1983 pour le déversement des eaux usées par temps sec. On constate une transparence de 14 cm le 17 mars dans l'eau du rejet de l'*étang des Communailles*, qui se répercute sur la station aval de l'*étang* dans le canal (15 cm). Cela est probablement dû au fait que l'eau n'est pas diluée par temps sec et que le niveau d'eau plus bas de l'*étang* permet d'emporter une plus grande quantité de MES dans le rejet.

Le *rejet de Chessel* a une transparence quasi-nulle le 17 mars (0.5cm). Cela répond à la quantité abondante de MES observées à cette date, à savoir 530 mg/l.

Le *canal du Bex*, après de fortes précipitations n'a qu'une transparence minimale (9 cm) qui est déjà faible par temps sec (30 cm). La quantité abondante de MES le 14 janvier (88.3 mg/l) explique cette opacité de l'eau par temps pluvieux. Cela se répercute dans le Grand Canal dans le secteur *Après Noville*, qui n'a une transparence que de 11 cm après de fortes précipitations.

Les drains ont également une transparence minimale le 14 janvier (*drain IV* : 6 ; *drain V* : 13 ; *drain VI* : 11) correspondant à des fortes quantités de matières en suspension

(respectivement : 59.6, 23.8, et 25.6 mg/l). La transparence diminue en conséquence dans le canal entre *Chessel pont* et *Noville pont* (27 et 22 cm).

5.2.7 MES, turbidité et débit : Discussion

Une grande quantité de matières en suspension a été observée dans le Grand Canal après une période de précipitations. Cela accuse le rôle des drains et canaux latéraux. Le rôle des STEP est ici secondaire. L'*étang des Communailles* joue par contre un rôle non - négligeable quant à l'augmentation de débit et de matières en suspension dans le Grand canal, de même que le *canal du Bex*. Le *Grand Fossé* accuse uniquement une augmentation de débit.

Le graphique de corrélation effectué sur les résultats du 14 janvier (*figure 2.19, annexes C*), à savoir, après une période de fortes précipitations, montre une forte corrélation ($R^2 = 0.86$) entre les matières en suspension et le débit. La corrélation entre turbidité FTU et débit est même plus importante à cette même date ($R^2 = 0.91$) (*figure 2.20, annexes C*). En effet, un débit élevé augmente la turbidité de l'eau, tandis que les matières en suspension dépendent plus indirectement du débit. Ces dernières apparaissent en effet de manière plus ponctuelle. Cependant, l'accumulation de matières en suspension tout le long du cours d'eau, de l'amont à l'aval a pour conséquence une forte corrélation avec le débit qui augmente parallèlement. Cette augmentation autant en matières en suspension et de débit est nettement plus marquée à partie de Chessel.

Au contraire, les résultats de la journées du 17 mars montrant une corrélation extrêmement faible entre turbidité FTU et débit ($R^2 = 0.006$) et encore plus minime entre MES et débit ($R^2 = 0.0004$) (*figures 3.18, 3.19, annexes C*), souligne que le taux de matières en suspension dans le cours d'eau n'est pas directement liée au débit, mais qu'il est bien causé par des apports extérieurs, à savoir, les rejets et les drains. Il est donc plutôt aléatoire ou spécifique aux endroits (ponctuel).

Ces comparaisons montrent également que la corrélation entre débit et turbidité augmente avec l'augmentation du débit. Cela ne signifie pas pourtant que l'eau n'est pas moins turbide en période sèche.

Les corrélations entre turbidité FTU et matière en suspension lors des journées du 14 janvier et du 17 mars montrent les résultats respectifs de $R^2 = 0.42$ et $R^2 = 0.33$ (*figures 2.21, 3.20, annexes C*). Ces faibles corrélations montrent que la turbidité n'est pas en rapport avec les matières en suspension. Certes, plus il y a de matières en suspension, plus l'eau est turbide. Cependant, comme il est indiqué dans la partie II (2.3.1), la turbidité est fonction de la taille des particules et non de leur quantité. Toutefois, la corrélation faiblement plus importante entre turbidité et MES du 14 janvier peut signifier que plus il y a de matières en suspension dans l'eau (particules), plus cette dernière est turbide.

5.2.8 Synthèse des paramètres physiques

On constate que les matières en suspension, turbidité et transparence se corrént de façon logique avec l'augmentation de débit (*tableau 5.1*). Quant à la conductivité, celle-ci est plus fortement dépendante de la température et de la dilution par l'eau de pluie. Les stations de prélèvement où les limites de l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées (ODE, 1982) sont dépassées sont l'étang des Communailles et le rejet de Chessel (17 mars ; en noir). La carte d'évaluation par secteur (*carte 6, annexe D*) synthétise le statut « hors-norme » ou ayant

un impact sur l'aval de ces rejets en ce qui concerne les matières en suspension. La légende des secteurs (*annexes D*) permet également de situer les propos.

	Temps sec ¹	Fortes pluies ²	Amont - aval	Particulièrement élevé/e	Particulièrement bas/se
Température °C	Plus haute (moyenne ± 10.5)	Plus basse (moyenne ± 8.8)	X	-	-
Conductivité (µS/cm, Tréf. :25°C)	Plus haute (Moyenne : 1200)	Plus basse (Moyenne : 1000)	X	Secteur A (1610 ¹ ; 1495 ²)	Drains (IV, V, VI ; 565 - 585 ²) Rejet Chessel (620 ²) Bas du canal du Bex (700 ²)
MES (mg/l) Limite ODE : 20 mg/l par temps sec Normes vaudoises STEP : 20 mg/l	Moins nombreuses (Moyenne : env. 7)	Plus nombreuses (Moyenne : env. 19)	↑	STEP Yverne (21.4 ²) : > normes VD Etang des Communilles (21.03 ¹): > limite ODE Rejet Chessel (530 ¹): > limite ODE Drains IV, V, VI (63 ² - 30.6 ²) Canal du Bex (89.1 ²) Secteur D (19.4 ² - 20.6 ²) Secteur E (33 ² - 16 ²)	Secteur A (0.1 ² - 1.25 ¹)
Turbidité FTU	Moins turbide (Moyenne : 5)	Plus turbide (Moyenne : 13)	↑	Rejet Chessel (365 ¹) Drains IV, V, VI (30 ² - 52 ²) Canal du Bex (28 ²)	Secteur A (2 ¹ , 2 ²)
Transparence (cm) Limite ODE : > 30 cm par temps sec Exigences OEaux : > 30 cm	Plus transparent (Moyenne : 60)	Moins transparent (Moyenne : 40)	X	Secteurs A et B (> 60cm)	Etang des Communilles et secteur aval C₁ (14-15cm ¹): > limite ODE Rejet Chessel (0.5cm ¹): > limite ODE Drains IV, V, VI (6- 11 cm ²) secteur D (22-27 cm ²) secteur E (11-25 cm ²)
Débit (m ³ /s)	Plus faible (Moyenne : 1.5)	Plus fort (Moyenne : 5)	↑	-	-

Tableau 5.1 : Synthèse des paramètres physiques

1. 17 mars 2004 2. 14 janvier 2004

5.3 Paramètres chimiques

A) Les nutriments

5.3.1 Nitrates

Présentation des résultats

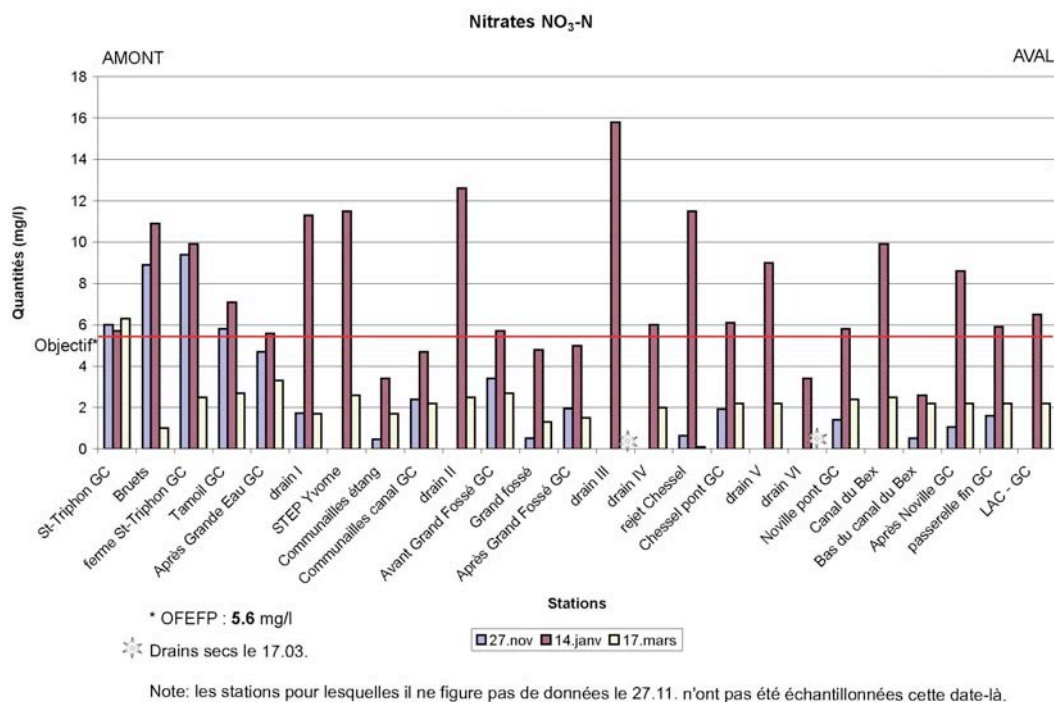


Figure 5.7 : Nitrates

Composante météorologique

Du point de vue météorologique, cet histogramme met en avant de **fortes quantités de nitrates dans les eaux du Grand Canal après un période de fortes précipitations** (14 janvier). Les pics (rouges : 14 janvier) sont particulièrement hauts en ce qui concerne les rejets, à savoir la *STEP de Bruets*, la *STEP d'Yvorne*, les *drains (I à V et le rejet de Chessel)* dont le *drain III* a la teneur la plus élevée (15,8 Nmg/l) et le *canal du Bex*. Par temps très pluvieux, les quantités de nitrate dans le Grand Canal sont par conséquent fortement augmentées.

Par temps très faiblement pluvieux (27 novembre), les quantités de nitrates sont nettement plus faibles. On constate que ces quantités sont similaires à celles du 17 mars, par temps sec, qui est pourtant une période d'épandage des engrais.

Composante géographique

D'un point de vue spatial, il n'y a pas vraiment de distinction entre l'amont et l'aval du cours d'eau. En considérant uniquement les points du Grand Canal, on observe des teneurs plutôt

constantes d'environ 6 mg/l le 14 janvier de l'amont à l'aval, avec **des teneurs plus importantes à l'aval de certains rejets (St-Triphon ferme, voire même jusqu'à Tamoil sous l'influence du rejet de la STEP de Bruet; Après Noville sous l'influence du canal du Bex).**

En période très faiblement pluvieuse (27 novembre), il n'y a pas vraiment de constante dans les teneurs : les quantités trouvées dans le Grand canal sont certainement sous l'influence de rejets, qui n'ont malheureusement pas été échantillonnés à cette date.

En période sèche, la **constante en teneurs avoisine 2 mg/l tout le long du canal le 17 mars**, et n'étant sous l'influence d'aucun rejet (d'autant plus que beaucoup sont à sec), elle est plus stable.

Les 27 novembre et 17 mars, on constate des teneurs relativement élevées dans les stations amont (**St-Triphon, ferme St-Triphon, Tamoil, Après Grande Eau**). Cela est probablement dû en partie au rejet de la STEP de Bruet (pour le 27 novembre).

Discussion

En période très faiblement pluvieuse (27 novembre), les nitrates dans le Grand Canal ne montrent pas de constante dans les valeurs ni d'influence des rejets agricoles. Cela souligne le fait que cet élément transite par le sol et est transporté de manière importante principalement par le parcours de l'eau dans le sol et dans les drains. La pluie n'ayant commencé que la nuit précédant la journée du 27 novembre (les jours précédents étant secs), les sols ne sont certainement pas suffisamment gorgés d'eau pour permettre une diffusion des nitrates par l'intermédiaire des drains. Il faut donc attendre un certain seuil de saturation dans les sols avant de percevoir l'impact des précipitations sur la migration des nitrates contenus dans les sols. Ce seuil de saturation a par contre très largement été atteint le 14 janvier, ce qui est démontré par la quantité remarquable de nitrates dans l'eau ce jour-là, de même que par l'aspect physique du paysage (champs gorgés d'eau, *photos 4.14, 4.16, 4.17, 4.18*). Il est de même certain que le niveau de la nappe phréatique est passablement élevé pendant cette période de janvier (1.5 mètres de profondeur du lac au drain VI) qui correspond à une période de hautes eaux selon l'étude de Bertrand (1986, *carte 6, annexes A*).

Du point de vue spatial, un effet de dilution est possible entre l'amont et l'aval du cours d'eau. Plus probablement, cette diminution en nitrates est due à l'assimilation par les plantes le long du cours d'eau et plus accrue dans le secteur aval. Cela se démontre en période sèche par le contraste entre les quatre premières stations amont (*St-Triphon* ; env. 6 Nmg/l, *ferme St-Triphon, Tamoil, Après Grande Eau* ; env. 3 Nmg/l) et les stations aval (env. 2 Nmg/l). La teneur élevée en nitrates à la station amont de *St-Triphon* peut éventuellement être expliquée par une faible quantité d'eau en ce point (hauteur d'eau : 10 cm), autant en période sèche qu'après de fortes précipitations.

Le rôle de niveau de base du lac Léman en période de basses eaux suggéré par Bertrand (1986) peut-être souligné par les teneurs égales en nitrates trouvées dans le Grand Canal aux trois dernières stations aval en période sèche (17 mars : 2,2 Nmg/l à *Chessel pont, Noville pont* et *après Noville*). Comme le suggère la carte des isovaleurs des nitrates en basses eaux de Bertrand (*carte 7, annexe A*), les teneurs en nitrate sont semblables (> 5 Nmg/l) dans la nappe phréatique de toute la partie aval en période sèche (à partir des *Communailles*). Ces isovaleurs de 2.2 mg/l observées dans le canal à partir de *Chessel* le 17 mars laissent penser que le Grand Canal draine également la nappe phréatique dans la partie aval en période sèche. Le rôle de drain du *Grand Fossé* relevé par Bertrand (1986) en période de hautes eaux est démontré par la quantité de nitrates qu'il contient en période de fortes précipitations : sa

teneur est proche de la moyenne dans le Grand Canal (env. 5 Nmg/l). Cette similarité laisse supposer une influence de la nappe phréatique sur les teneurs en nitrates du Grand Canal ou du *Grand Fossé*.

Les quantités de nitrates déversées dans le Grand Canal en provenance de la station d'épuration de Bruet le 14 janvier laissent supposer qu'il y avait une surcharge de débit à l'arrivée de la STEP, n'autorisant qu'une faible dilution dans le bassin de traitement chimique. Il en résulte des teneurs en nitrate élevées à la sortie de la STEP. Au contraire, en période sèche (17 mars), les résultats montrent une arrivée en nitrate relativement basse, ce qui laisse supposer un traitement quasi-maximal à la STEP. Il n'y a pas de valeur limite fixée par l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées (ODE, 1983) en teneurs de nitrates, cependant la forme doit être « aussi réduite que possible ». Du point de vue cantonal, la norme est fixée en fonction du cas et du bassin récepteur.

La station d'épuration de Bruet n'a apparemment aucun impact sur le canal en période sèche en ce qui concerne les nitrates: le rendement est certainement dans les normes suisses (85%) lorsque la dilution en bassin peut se faire normalement.

L'objectif de qualité des eaux fixé par l'OFEFP stipule une quantité maximale de 5,6 Nmg/l dans les cours d'eau en Suisse (OFEFP, 2004). Or, si l'on considère les teneurs en nitrates déterminées aux différentes stations du Grand Canal, on constate qu'elles dépassent presque toutes l'objectif fixé lors de fortes précipitations (14 janvier). En effet, dans le canal lui-même, les teneurs observées sont de l'ordre de 5,7 Nmg/l à l'amont et 6,1 Nmg/l à l'aval (*Chessel pont*), voire plus à l'aval des rejets importants dans le canal (*Après Noville* : 8,6 Nmg/l ou *ferme St-Triphon* : 9,9 Nmg/l). Les rejets agricoles (drains) ou des STEP, malgré qu'ils ne puissent être évalués avec ce même objectif de qualité, ont un impact certain sur la qualité du Grand Canal (STEP de *Bruet* : 10,9 Nmg/l, *drain III* : 15,8 Nmg/l, ou *canal du Bex* : 9,9 Nmg/l) et participent à l'augmentation des teneurs dans le Grand Canal. D'après la même grille d'évaluation établie par l'OFEFP, on peut classer le Grand Canal dans les cours d'eaux à *conditions modérées* (5,6 à 8,4 Nmg/l) en précisant les conditions de ce statut *après une période de fortes précipitations*. Certains secteurs du canal comme les secteurs *Après Noville* ou *ferme St-Triphon* peuvent être classés sous *Conditions insatisfaisantes* (8,4 à 11,2 Nmg/l) du fait d'apports insatisfaisants en provenance de rejets (*Canal du Bex*, STEP de *Bruet*). Si l'on considère le Grand Canal sur une moyenne, celui-ci est néanmoins à *Conditions modérées*.

Les résultats de ce graphique laissent supposer que par un temps pluvieux similaire à la période de janvier, mais en période printanière, les quantités de nitrates dans l'eau auraient probablement été encore plus importantes qu'en janvier, du fait de l'épandage des engrais. Il est à se demander si l'objectif de qualité fixé par l'OFEFP n'aurait pas été plus largement dépassé.

Après de *très faibles précipitations* (27 novembre), le statut du Canal est également *modéré* sur la partie amont, du fait du rejet de la STEP de *Bruet*, voir *insatisfaisant* juste à l'aval de ce rejet. La partie aval du cours d'eau montre un statut classifié comme *bien* voire *très bien* selon la grille d'évaluation de l'OFEFP.

En *période sèche* (17 mars), on peut classer le Grand Canal parmi les cours d'eau à statut *bien* en ce qui concerne les taux de nitrates. Mis à part la station amont, les teneurs sont comprises entre 1,5 et 3,3 Nmg/l (*figure 3.5, annexe C*).

5.3.2 Nitrites

Présentation des résultats

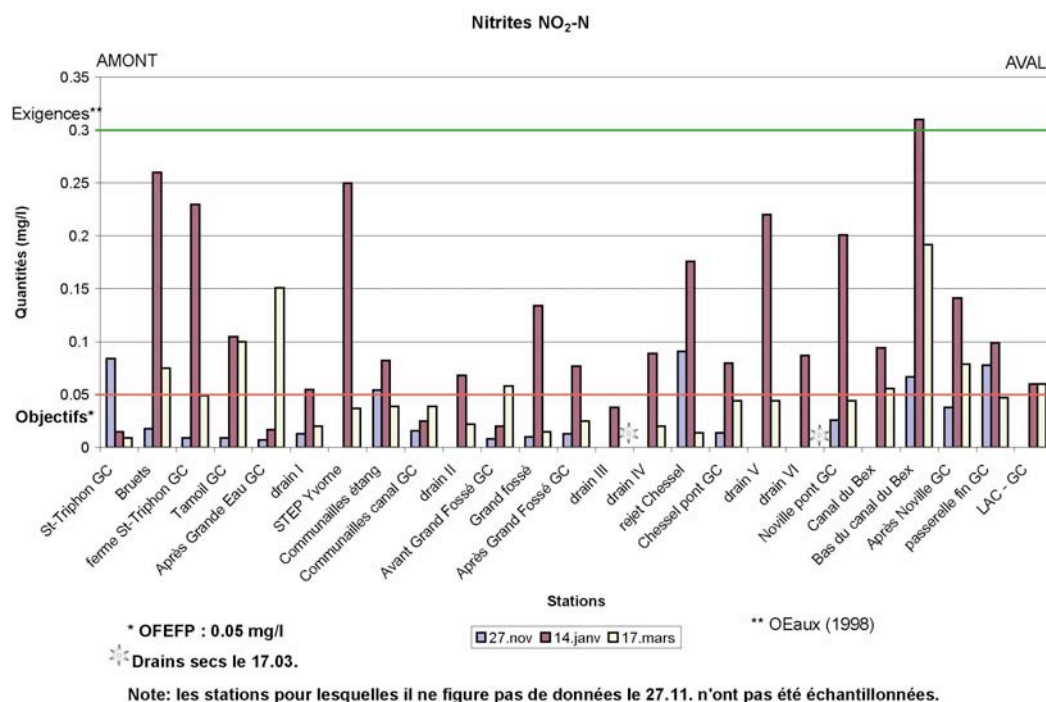


Figure 5.8 : Nitrites

Composante météorologique

Du point de vue des conditions météorologiques, on constate à nouveau que **les teneurs observées après une période de fortes précipitations (14 janvier) sont beaucoup plus importantes que celles observées par temps sec (17 mars)**. Ces valeurs élevées sont en corrélation logique avec les teneurs importantes observées en nitrates, à savoir particulièrement élevées dans les rejets agricoles et de STEP.

Composante géographique

D'un point de vue spatial, il n'y a pas vraiment de constante dans les valeurs observées aux différents endroits, ni de tendance prévalente. Des points particuliers comme le rejet de la *STEP de Bruet*, le rejet de la *STEP d'Yvorne*, le *rejet de Chessel*, le *drain V* et surtout le *Bas du canal du Bex* montrent des valeurs spécifiquement élevées en comparaison des valeurs moyennes du canal après de fortes précipitations (17 mars). Seul le **Bas du canal du Bex** semble **problématique, étant donné que la teneur en nitrite y est presque aussi élevée par temps sec et chaud qu'après des précipitations**. Le **rejet de la STEP de Bruet** semble également avoir un impact sur la qualité de l'eau à la station aval, *ferme St-Triphon*.

Discussion

Les stations d'épuration montrent des teneurs également élevées en nitrite en période de fortes précipitations. La STEP d'Yvorne a à sa sortie une teneur de 0.25 Nmg/l, tandis qu'on observe en provenance de la STEP des Bruet une quantité de 0.26 Nmg/l. Selon le Service des Eaux et de la protection de l'Environnement (Stations d'épuration, Bilan, 1995), aucune norme n'est fixée par le canton en ce qui concerne les rejets de nitrite. La norme est fixée en fonction des cas et principalement du milieu récepteur. Cependant, le nitrite est à surveiller pour sa toxicité et ne devrait pas dépasser 0.02 Nmg/l comme objectif de qualité pour les eaux courantes et les retenues. Or, le secteur aval du rejet de Bruet, *ferme St-Triphon*, montre une teneur très élevée en nitrite (0,23 Nmg/l), ce qui prouve qu'il y a un impact sur le milieu récepteur. Ce secteur peut être classé comme *mauvais* selon la grille d'évaluation de l'OFEFP. Les teneurs maximales observées se situent en période de fortes précipitations. La plus haute, au *Bas du canal du Bex*, dans ce petit canal en provenance d'une exploitation agricole est de 0.31 Nmg/l, soit 1,02 mg/l de NO_2^- . Cet endroit a un impact négatif sur la qualité du Grand Canal dans le secteur aval (Après Noville : 0.14 Nmg/l) et est dépassé l'exigence fixée par l'OEaux (1998) relative au déversement d'eaux polluées.

Le *drain V* a également une teneur élevée en nitrite de 0,22 Nmg/l. Après une série de drains d'importance non moindre, la conséquence à l'aval, à la hauteur de Noville est une quantité importante de nitrite dans le Grand Canal. Cependant, celle-ci peut provenir de la nitrification de l'ammonium, ou de la réduction du nitrate (moins probable). L'objectif de qualité fixé par l'OFEFP étant de 0.05 Nmg/l, le Grand Canal à la hauteur de Noville le dépasse largement en période de fortes précipitations : ce secteur doit être alors évalué comme *mauvais* (0,2 Nmg/l à *Noville pont*).

Les autres drains ont un apport en nitrite aussi important en période de fortes précipitations (14 janvier), spécialement les *drains II, IV et VI*. L'origine peut-être multiple : du sol, des engrais (minéraux ou de ferme), ou même des fèces ou urine de bovin en terre à bétail (*drains IV et V*).

Le *rejet de Chessel* a notamment un impact sur le Grand Canal en période de fortes précipitations (0,17 Nmg/l). La quantité de nitrite 10 mètres à l'aval de ce rejet (*Chessel pont*) est considérable (0,08 Nmg/l) et reste importante jusqu'au lac. Selon la grille d'évaluation de l'OFEFP, ce secteur est considéré comme *Insatisfaisant* (0,08 – 0,1 Nmg/l).

Enfin, l'allure générale de la courbe des nitrites de l'amont à l'aval a l'aspect de deux bosses successives, à savoir une première à l'aval de la STEP de Bruet, et une seconde dans la partie aval à partir de Chessel avec un pic après Noville. Cette courbe est significative des secteurs à tendance polluée.

5.3.3 Ammonium

Présentation des résultats

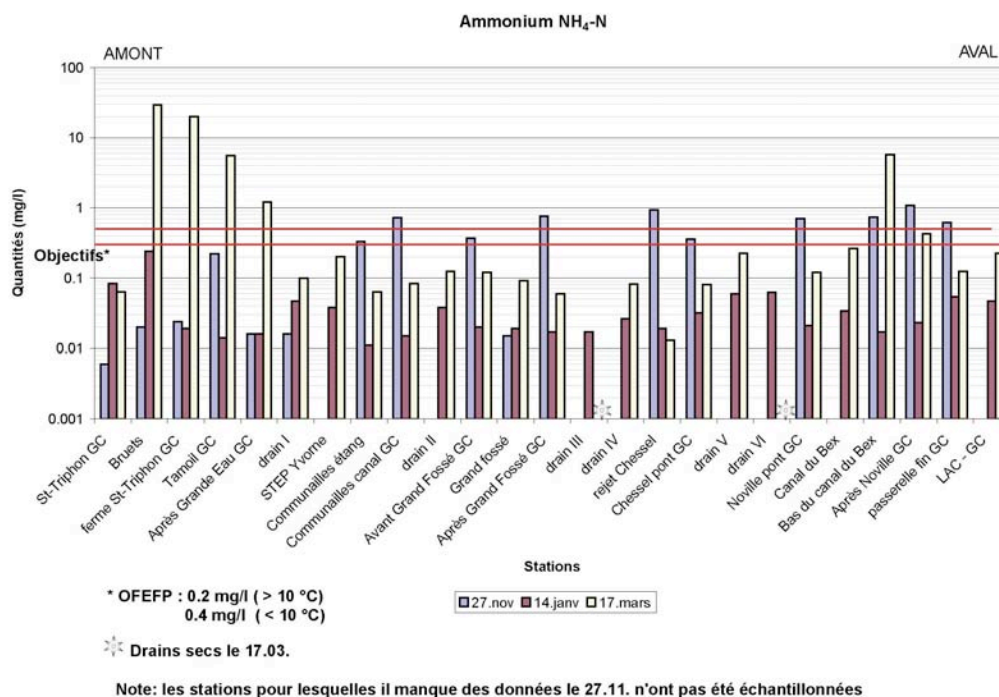


Figure 5.9 : Ammonium

Composante météorologique

D'un point de vue des saisons, et contrairement aux résultats de nitrate et nitrite, l'ammonium montre une situation inverse : **il y a plus d'ammonium en période sèche, chaude et ensoleillée (17 mars) qu'après de fortes précipitations (14 janvier)**. La période à très faibles précipitations est intermédiaire.

Composante géographique

Des différences se situent également dans l'espace. Particulièrement, par temps sec et chaud, le **rejet de la STEP de Bruet** a un taux d'ammonium extrêmement élevé (29.45 Nmg/l), de même que les trois stations aval (jusqu'à *Après Grande Eau*).

Un autre endroit spécifique est le **Bas du canal du Bex**, qui en période sèche, chaude et ensoleillée accuse 5.78 Nmg/l d'ammonium.

Par contraste, tous les autres points échantillonnés ont des taux relativement bas (< 0.1 Nmg/l).

En période sèche (17 mars), mis à part les endroits spécifiques qui influent sur les teneurs du Grand Canal (secteur aval de Bruet et secteur aval de Noville), les autres stations du cours d'eau montrent des valeurs comprises entre 0.07 et 0.1 Nmg/l.

En période de fortes précipitations (14 janvier), les drains ont des teneurs légèrement plus élevées que les stations du Grand Canal, mais toujours moindres qu'en période sèche. Le rejet de Bruet montre notamment une quantité plus importante que les autres stations.

Les teneurs observées le 27 novembre sont assez hautes. Cependant, on ne peut vraiment les considérer car les analyses ont été effectuées relativement tard (permettant ainsi une réduction plus avancée des nitrates en ammonium).

Discussion

Selon la grille d'évaluation établie par l'OFEFP, l'objectif de qualité est de 0.2 Nmg/l d'ammonium pour une température excédant 10°C et 0.4 Nmg/l pour une température inférieure à 10 °C. Selon les normes indicatives du DFI (1982), les valeurs excédant 0.4 Nmg/l sont déjà considérées comme indicatrice d'une eau fortement polluée.

En considérant les températures du Grand Canal le 17 mars (presque toutes au-dessus de 10°C), on note que les stations du Grand Canal dépassant l'objectif 0.2 Nmg/l sont d'une part les stations aval de la STEP de Bruet: *Bruet, ferme St-Triphon, Tamoil, Après Grande Eau* ; et les stations aval du canal du Bex en provenance de Noville : *Canal du Bex, bas du canal du Bex, Après Noville* et le lac. Selon les teneurs observées, le secteur aval des Bruet peut être considéré comme *mauvais* (> 0.4 Nmg/l). L'objectif de qualité dans le secteur aval de Noville est par contre tout juste acquis (*bien*) (0.4 Nmg/l *Après Noville*) ; tandis qu'elles sont à la limite du « fortement polluées » selon les normes du DFI (1983).

Les températures mesurées en janvier étant inférieures à 10 °C (excepté la station 1), il s'agit de se référer sur l'objectif de qualité de 0.4 Nmg/l. On constate que par fortes précipitations (14 janvier), l'objectif de qualité de 0.4 Nmg/l est largement atteint en ce qui concerne les taux d'ammonium.

5.3.4 Orthophosphates Présentation des résultats

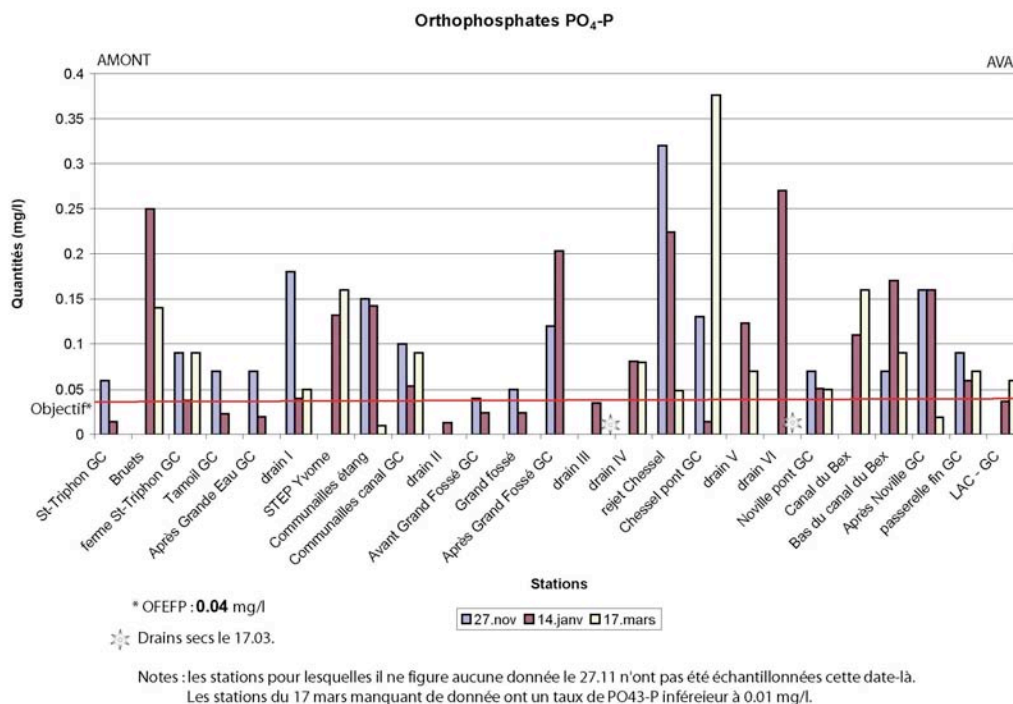


Figure 5.10 : Orthophosphates

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, il y a plus **d'orthophosphates dans l'eau après de fortes précipitations (14 janvier)** (mis à part une station : *Chessel pont*). Cependant, cette distinction reste faible et n'est pas aussi marquée que pour les nitrates et nitrites.

Composante spatiale

Les différences se trouvent plutôt selon les endroits. Par temps sec (17 mars), un point particulier est une teneur maximale observée de 0.38 Pmg/l à la hauteur du pont de Chessel (**Chessel pont**).

Après de fortes précipitations (14 janvier), les pics élevés à des points particuliers sont plus abondants. Premièrement, le rejet en provenance de la **STEP de Bruet montre une forte quantité d'orthophosphates après de fortes précipitations**. Ensuite, le **rejet de Chessel** montre des quantités élevées les 27 novembre et 14 janvier, de même que les **drains V et VI** après de fortes précipitations. Le **canal du Bex** et le secteur **Après Noville** sont également des endroits à fortes quantités d'orthophosphates après précipitations.

Comme pour les mesures d'ammonium pour les échantillons du 27 novembre, les résultats en orthophosphates pour cette date ayant été effectués tardivement ne sont pas objectifs.

Discussion

L'objectif de qualité fixé par l'OFEFP est de 0.04 Pmg/l pour les orthophosphates.

La quantité de 0.38 Pmg/l observée au pont de Chessel le 17 mars peut avoir deux explications :

- les matières en suspension dans le rejet de Chessel le 17 mars contiennent du phosphore en grande quantité et se dissolvent dans le Grand Canal, libérant une grande partie du phosphore sous forme dissoute. Les carottes et céleris trouvés dans le rejet ce jour-là coïncident avec ces particules de terres riches en phosphore. De plus, le taux de P_2O_5 (engrais minéral) a été mesuré sur l'échantillon de *Chessel pont* et il est extrêmement haut : 0.88 mg/l de P_2O_5 pour 1.15 mg/l de PO_4^{3-} . Cela confirme l'utilisation d'engrais phosphorés dans la culture du céleri et des carottes dans l'exploitation agricole maraîchère.
- un agriculteur épandait du fumier ce jour-là sur un champ situé au bord du Grand Canal, entre Chessel et le canal (*photo 4.24*). Cette période sèche était propice à l'épandage des engrais et il est possible qu'il y ait eu un épandage d'engrais sur un champ d'à-côté le jour précédent. Toutefois, le niveau aquifère en charge décrit par Bertrand (1986) pourrait également être propice à l'acheminement des engrais dans le Grand Canal.

La première hypothèse semble cependant plus probable. L'objectif de qualité est ici largement dépassé et met ce secteur de canal dans des conditions jugées *mauvaises* (> 0.08 Pmg/l) d'après l'OFEFP ; et *fortement polluées* d'après le DFI (1982).

Par temps sec et chaud (17 mars), les quantités relativement importantes observées dans le *canal du Bex* en provenance de Noville (0.16 Pmg/l) sont certainement dues au fait qu'il y a très peu d'eau dans le canal (*photos 4.21, 4.22, 4.24*), ce qui empêche l'évacuation de ce sel minéral par transit de l'eau et cause une accumulation dans de l'eau plutôt stagnante. On peut alors évaluer le canal du Bex à des conditions *mauvaises* (< 0.08 Pmg/l) en période sèche et chaude ; *nettement polluées* d'après le DFI (1982).

Après de fortes précipitations (14 janvier), les quantités observées dans les drains V et VI (0.12 et 0.27 Pmg/l) reflètent l'aspect physique des champs environnants que l'on peut observer sur les photos 4.14, 4.16, 4.17 et 4.18: ceux-ci sont gorgés d'eau, ce qui induit qu'une plus grande quantité de sels minéraux sont arrachés aux sols par l'eau en transit. En amont du drain V la terre est même piétinée par les bovins (terre à bétail), phénomène qui met les particules de terres et les sels minéraux à plus grande disposition de l'eau et de son action érosive (la quantité de P dans ce drain est d'ailleurs la plus importante à cette date).

Les résultats observés au bas du canal du Bex le 14 janvier indiquent notamment une forte érosion des sols (0.17 Pmg/l). La conséquence directe est un surplus en orthophosphates dans le secteur Après Noville (0.16 Pmg/l), ce qui place ce secteur parmi les eaux de mauvaises conditions (< 0.08 Pmg/l).

De manière générale, beaucoup de stations du canal dépassent fortement les objectifs de qualité fixés par l'OFEFP après une période de fortes précipitations (14 janvier). Au contraire, par temps sec (17 mars), aucune station ne dépasse l'objectif des 0.08 Pmg/l dans le Grand Canal (mis à part l'exception de Chessel (*Chessel pont*)). En période sèche, même le rejet de la STEP de Bruet n'a pas de conséquences sur le secteur aval.

Seuls le canal du Bex et le bas du canal du Bex à Noville ont des quantités en excès autant en période sèche qu'en période de pluies et présentent des mauvaises conditions de l'eau.

5.3.5 Sulfates

Présentation des résultats

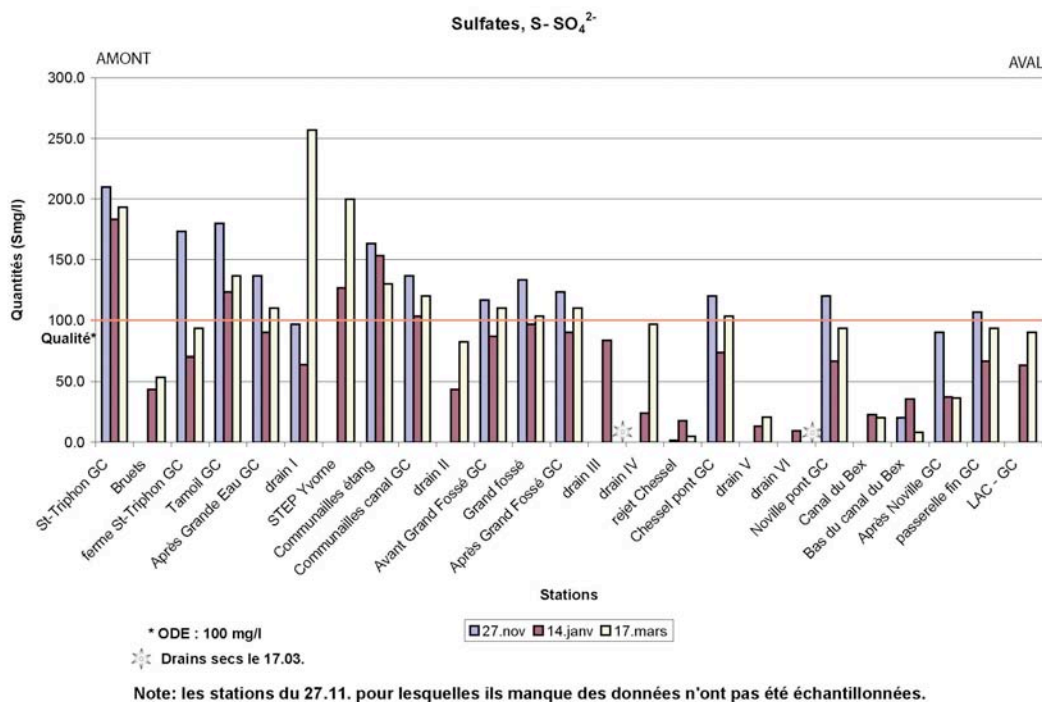


Figure 5.11 : Sulfates

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, les résultats observés dans le Grand Canal mettent en avant des **plus grandes quantités de sulfates en période sèche (17 mars) qu'en période pluvieuse (14 janvier)**.

Composante géographique

Du point de vue spatial, il n'y a pas de moyenne constante de cet élément dans le cours d'eau : il semble plutôt y avoir une **diminution vers l'aval**, avec une nette différence entre l'amont et l'aval (193.3 Smg/l à l'amont contre 93.3 Smg/l à l'aval, le 17 mars), autant par temps pluvieux que par temps sec.

Les drains n'ont pas de quantité surprenante. On y observe même moins de sulfates que dans la partie amont du canal. Seul le **drain I** présente une forte quantité le 17 mars.

Discussion

La plus faible quantité de sulfates observée en période de précipitations est due probablement au fait d'une dilution de cet élément par l'eau de pluie en excès. De même, une dilution s'effectue probablement de l'amont à l'aval. L'eau lac remontant le canal ou l'eau de nappe influencée par le lac joue probablement un rôle dans la dilution de cet élément dans la partie aval.

La carte des isovaleurs de sulfates (Bertrand, 1986, *carte 8, annexe A*) montre des valeurs plus basses à proximité du lac en période de basses eaux. On constate également des valeurs plus basses à proximité du lac le 17 mars : celles-ci diminuent légèrement de 103.3 mg/l (*Grand Fossé*) à 93.3 mg/l (*passerelle*). Ces valeurs sont proches des valeurs mesurées par Bertrand dans la nappe phréatique à la hauteur du Grand Fossé en basses eaux (proches de 100 mg/l, *carte x en annexe*). Cependant, à l'aval, elles sont trois à quatre fois supérieures aux valeurs observées par Bertrand (1986) en période de basses eaux (25 mg/l).

Les drains ont généralement une quantité moyenne. Seul le drain I en période sèche accuse une quantité surprenante de sulfates. Cela est certainement dû à l'utilisation de sulfates dans les engrais à la hauteur de ce drain en ce jour. Cependant rien ne confirme cette hypothèse mis à part la quantité mesurée (256.7 Smg/l).

Du fait que ce minéral n'est pas un facteur direct de l'eutrophisation, et qu'il ne se trouve qu'en faible quantité dans les apports anthropiques, il n'y a pas d'objectif de qualité fixé par l'OFEFP pour cet élément. L'ODE (1983) fixe par contre une qualité de 100 mg/l pour les eaux courantes et retenues. Cette valeur est dépassée dans la partie amont du Grand Canal par temps sec, jusqu'à Chessel (17 mars). Par temps pluvieux (14 janvier), elle n'est dépassée qu'à certains endroits amont (*St-Triphon, Tamoil*).

La valeur limite pour les déversements dans les eaux par temps sec est « une forme du sulfate aussi réduite que possible ».

Mis à part le drain I au jour du 17 mars qui accuse une quantité exceptionnellement élevée, les valeurs observées sont dues à la nature des terrains traversés. Etant donné les fortes teneurs de sulfates à l'amont, les teneurs de la partie aval ne diminuent que légèrement, sous l'effet de dilution du lac et de la nappe phréatique (Bertrand, 1986).

La quantité importante de sulfates dans la partie amont du Grand Canal correspond aux résultats observés par Bertrand dans la nappe phréatique. La carte des isovaleurs de sulfates (*carte 8, annexe A*) montre en effet des quantités comprises entre 100 et 200 mg/l dans la nappe phréatique à l'amont des Paccays (hauteur de Versvey), à savoir vers l'étang des

Communailles (130 mg/l le 17 mars, et 153.3 mg/l le 14 janvier). L'étude de Bertrand ne permet cependant pas de savoir plus précisément les teneurs à l'amont. Il semble que les quantités de sulfate sont plus importantes plus on se rapproche du pied de versant au dessus de Versvey. On peut donc émettre l'hypothèse d'une zone à teneurs en sulfates élevée vers Versvey, qui serait éventuellement sous l'influence des sources de Versvey (décrites en partie III, 3.5, Bertrand, 1986). Des affleurements du Trias au-dessus d'Yvorne et de Ollon (gypse, dolomie) pourraient notamment participer à l'enrichissement des eaux en sulfates. Le Grand Fossé, en provenance de cette zone accuse certainement des valeurs plus élevées à l'amont. Une étude hydrogéologique plus poussée de ce versant permettrait peut-être de confirmer cette hypothèse déjà relevée par Bertrand (1986).

5.3.6 Synthèse des nutriments

Les résultats en nutriments présentés ci-dessus nous permettent d'établir un tableau (5.2.1 - 5.2.2) synthétisant les points suspects du Grand Canal en période sèche ou en période de fortes précipitations. Le tableau 5.2.1 – 5.2.2 donne également le statut (*Mauvais* à *Bien*) fixé par l'OFEP (2004) attribué à l'eau selon les teneurs en nutriments qu'elle contient. Etant donné qu'il n'existe pas de norme pour la plupart des nutriments en provenance des rejets et des drains (ODE, 1983) ceux-ci sont évalués en fonction de leur impact sur les stations aval. Les cartes d'évaluation par secteur des nutriments (*cartes 1 à 5, annexes D*) schématisent les différents secteurs selon leur condition *très bonne* à *mauvaise*, d'après la grille d'évaluation de l'OFEP (2004) pour les nitrates, les nitrites, l'ammonium et les orthophosphates ou les exigences de qualité de l'ODE (1983) pour les sulfates. La légende (*annexes D*) définit les secteurs A à E qu'il s'agit de lire sur les cartes 1 à 5 (*D*) en fonction de leur évaluation.

Nutriments	Conditions météorologiques	Stations « hors objectif OFEFP » (N, P ou S mg/l) ou avec impact sur le milieu récepteur	Statut selon OFEFP (pour Grand Canal)
Nitrates Objectif OFEFP: 5.6 Nmg/l Valeur limite ODE : « aussi red que possible »	Par temps sec, chaud et ensoleillé Après période de précipitations	St-Triphon (6.3) : A St-Triphon (5.7): A STEP Bruet (10.9) et secteur aval (9.9 - 5.6) : B Drains I, II, III, V (11.3; 12.6; 15.8; 9) Rejet Chessel (11.5) Secteur Chessel (6.1) - Noville (5.8) : D Canal du Bex (9.9), secteur aval (8.6) : E	Modéré Modéré Impact sur l'aval Insatisfaisant Impact sur l'aval Impact sur l'aval Modéré Insatisfaisant
Nitrites Objectif OFEFP : 0.05 Nmg/l Valeur limite ODE par temps sec: 1 mg/l, soit 0.3 Nmg/l	Par temps sec, chaud et ensoleillé Après période de précipitations	STEP Bruet (0.075) Tamoil (0.1), Après Grande Eau (0.15) : B₂₋₃ Canal du Bex (0.056) Bas du canal du Bex (0.19) et secteur aval (0.079) : E_{1/3} STEP Bruet (0.26) et secteur aval (0.1-0.23) : B STEP Yvorne (0.25) Communailles étang (0.08) Grand Fossé (0.134) et secteur aval (0.07) : C₃ Drains I, II, IV, V, VI (0.05 - 0.22) Rejet Chessel (0.176) Secteur Chessel (0.08) Noville (0.2) : D Canal du Bex (0.09), bas du canal du Bex (0.24) et secteur aval (0.1 - 0.06) : E	Impact probable Mauvais Modéré Impact sur l'aval Modéré Impact sur l'aval Mauvais Impact sur l'étang ? Mauvais Modéré Impact sur l'aval Impact sur l'aval Insatis-Mauvais Insatisf/Impact Mauvais/Modéré
Ammonium Objectif OFEFP : 0.2 Nmg/l (>10°C), 0.4 Nmg/l (<10°C) Valeur limite ODE : « aussi red que possible » pour déversement dans les eaux	Par temps sec, chaud et ensoleillé (> 10 °C) Après période de précipitations (< 10 °C)	STEP Bruet (29.4) et Secteur aval (19.9 - 1.2) : B Drain V (0.227) Canal du Bex (0.26), bas du canal du Bex (5.78) et secteur aval (0.42) : E₁ Objectif respecté	Impact sur l'aval Mauvais Impact sur l'aval Modéré/Impact Mauvais

Tableau 5.2.1 : Synthèse des nutriments

<p>Ortho-phosphates</p> <p>Objectif OFEFP : 0.04 Pmg/l</p> <p>Valeur limite ODE : Ø pour le déversement dans les eaux</p>	<p>Par temps sec, chaud et ensoleillé</p> <p>Après période de précipitations</p>	<p>STEP Bruet (0.14) et Ferme St-Triphon (0.09) : B₁</p> <p>Secteur C₁ (0.09)</p> <p>Drains I, IV, V (0.05 ; 0.08 ; 0.07)</p> <p>Rejet Chessel (0.05)</p> <p>Chessel pont (0.38) : D₁</p> <p>Canal du Bex (0.16)</p> <p>Bas du canal du Bex (0.09)</p> <p>Secteur aval E₂₋₃</p> <p>STEP Bruet (0.25)</p> <p>STEP Yvorne (0.13)</p> <p>Communailles étang (0.14) et secteur aval (0.05) : C₂</p> <p>Après Grand Fossé (0.2) : C₃</p> <p>Drains IV, V, VI (0.08 ; 0.12 ; 0.27)</p> <p>Rejet Chessel (0.22)</p> <p>Noville pont (0.05) : D₂</p> <p>Canal du Bex (0.11)</p> <p>Bas du canal du Bex (0.17) et Secteur aval (0.16 - 0.06 - 0.04) : E</p>	<p>Impact sur l'aval</p> <p>Mauvais</p> <p>Mauvais</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>Faible impact</p> <p>Mauvais</p> <p>Mauvais</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>Insatisfaisant</p> <p>Faible impact</p> <p>Impact sur l'étang</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>Modéré</p> <p>Mauvais</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>Modéré</p> <p>Mauvais</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>Mauvais/Modéré</p>
<p>Sulfates</p> <p>Objectif OFEFP : Ø</p> <p>Qualité ODE : 100 Smg/l pour les eaux courantes et retenues ; « aussi red que possible » pour limite de déversement dans les eaux</p>	<p>Par temps sec, chaud et ensoleillé</p> <p>Après période de précipitations</p>	<p>St-Triphon (193.3) : A</p> <p>Drain I (256.7)</p> <p>Tamoil (136.7) : B₂</p> <p>Après Grande Eau (110) : B₃</p> <p>Communailles étang (130) et Secteur aval (110 - 120) : C</p> <p>Grand Fossé</p> <p>Chessel pont (103.3) : D₁</p> <p>St-Triphon (183.3) : A</p> <p>Tamoil (123.3) : B₂</p> <p>Communailles étang (153.3) et Secteur aval (103.3) : C₁</p>	<p>> 100 mg/l</p> <p>Impact ?</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>> 100 mg/l</p> <p>Impact sur l'aval</p> <p>> 100 mg/l</p>

Tableau 5.2.2 : Synthèse des nutriments

B) Composés du carbone contenu dans l'eau, pH et oxygène dissous

5.3.7 TOC

Présentation des résultats

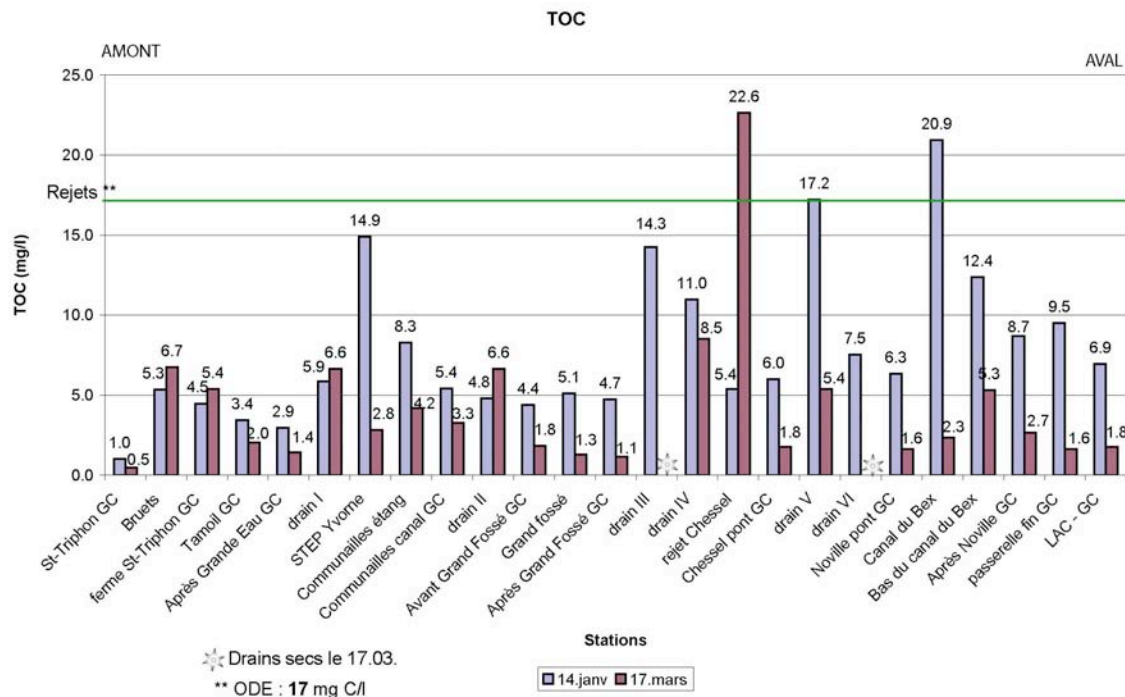


Figure 5.12 : Carbone organique total

Le carbone particulaire et le carbone organique dissout sont compris dans le carbone organique total. Cependant, le carbone dissout n'a pu être mesuré que pour la journée du 14 janvier, tandis que les résultats du carbone particulaire (*figures 2.12, 3.11, 5.5, annexes C*) sont semblables au carbone total. Sur les graphiques en annexe C, on constate que les stations où le carbone dissout (*figure 2.11*) est en grande quantité, correspondent aux stations où le carbone particulaire est également important (*figure 2.12*). C'est pourquoi ces deux paramètres ne font pas l'objet d'une analyse séparée. Cependant, on constate une **augmentation de l'amont à l'aval du carbone organique dissout**, avec un non-respect de l'objectif de l'OFEPF dans le secteur après Noville (*figure 2.11, annexes C*).

Du fait qu'il n'existe pas de normes pour le carbone particulaire, il est difficile de l'évaluer. Son importance reste généralement en étroite relation avec des fortes quantités de matière en suspension.

Composante météorologique

Le carbone organique total se trouve en plus grande quantité après une période de fortes précipitations (14 janvier) que par temps sec. La différence est plus marquée à

l'aval, soit 9.5 mg/l de carbone après de fortes pluies contre 1.6 mg/l seulement par temps sec (*passerelle*).

Composante géographique

Il y a une augmentation de carbone de l'amont à l'aval (1 à 2 mg/l à l'amont à 7 à 9 mg/l à l'aval).

En ce qui concerne les points particuliers, le **rejet de Chessel** montre une quantité importante de 22.6 mg/l de carbone le 17 mars. En période de fortes précipitations, les drains déchargent une forte quantité de carbone, particulièrement les **drains III, IV, V**, de même que le **canal du Bex**.

On constate également un faible impact de la STEP de Bruet qui s'atténue vers l'aval, de même que de l'étang des Communailles.

Discussion

Le rejet de Chessel, le 17 mars, dépasse fortement la norme de rejet de l'ODE (1975). Cela correspond aux fortes quantités de matières en suspension observées à ce point ce jour-là ; le carbone particulaire est notamment élevé (*figure 3.11, annexe C*). Le carbone organique peut donc provenir des particules de terre, de même que des engrais utilisés par le maraîcher. De plus, la présence des tampons hygiéniques et papier de toilette dans ce rejet laisse supposer que le carbone organique peut également provenir de fèces ou d'urine (réseau des eaux usées ?).

Le canal du Bex, considéré comme cours d'eau, dépasse également par temps extrêmement pluvieux la norme fixée par l'ODE de 17 mg/l de carbone total. Cette observation va de pair avec les mauvaises conditions d'oxygène, les fortes quantités de matière en suspension et la sédimentation importante observées dans ce canal.

La quantité de carbone organique dans le *drain V*, dépassant juste de 0.2 mg/l la norme ODE le 14 janvier coïncide avec la matière en suspension importante ce jour-là en provenance d'une terre à bétail de couleur noire (humus). Les fèces et l'urine des animaux peuvent notamment contenir du carbone et être lessivés avec les nutriments.

Le rejet de la STEP de *Bruet* est tout à fait dans les normes, malgré qu'il y ait toujours un impact visible avec atténuation vers l'aval.

Les dernières stations présentent une forte quantité de carbone organique. On constate que cela est dû en très grande partie à l'apport conséquent du *canal du Bex* et du *Bas du canal du Bex*.

En période de fortes précipitations, le carbone organique dissout dépasse fortement les normes de rejets fixées par l'ODE (10 mg/l) dans les *drains III* et *V* (13.25 mg/l et 10.80 mg/l), de même qu'au *bas du canal du Bex* (10.52 mg/l) (*figure 2.11, annexe C*) ; cela correspond à des teneurs élevées en carbone total à ces trois mêmes endroits. Le *canal du Bex* (4.34 mg/l) et les stations après Noville (5.45 - 4.92 mg/l) montrent toutes des teneurs en carbone dissout dépassant la norme de l'OFEFP (4 mg/l).

De manière générale, le carbone organique provient des sols. Mais les excès considérables observés dans les drains peuvent souligner un apport en nutriments organiques, ou coïncider avec un problème dans le réseau séparatif des eaux usées (rejet Chessel, canal du Bex).

5.3.8 Alcalinité

Présentation des résultats

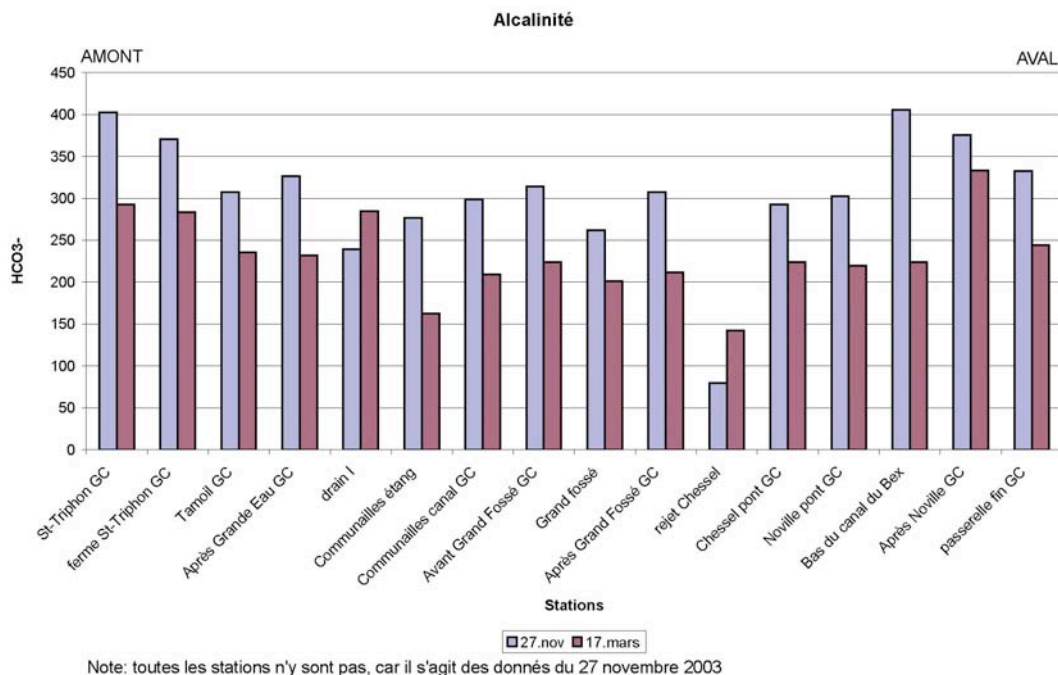


Figure 5.13 : Alcalinité

Les mesures d'alcalinité n'ont pas été effectuées sur les échantillons du 14 janvier. C'est pourquoi, nous ne comparerons ici que la première et troisième campagne (27 novembre et 17 mars).

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, ce graphique met en évidence des eaux plus riches en carbonate dissout le 27 novembre que le 17 mars, à savoir **plus alcalines par temps faiblement pluvieux que par temps sec.**

Composante géographique

Du point de vue spatial, une seule particularité est à souligner : le **rejet de Chessel a une alcalinité spécialement basse aux deux dates.**

Sur la figure 3.12 (*annexes C*), on aperçoit que les **drains** ont une alcalinité plus élevée que l'eau du canal le 17 mars, de même que le **canal du Bex.**

Discussion

L'alcalinité de l'eau est en rapport avec la quantité de matière organique et de gaz carbonique dissout dans l'eau. Une eau riche en carbonate dissout (par temps pluvieux) souligne un apport extérieur en calcaire plus conséquent. Les valeurs plus élevées des drains démontrent leur rôle quant à l'apport conséquent de teneurs en carbonates dans l'eau du canal.

Cela est en accord avec les pH plus élevés en période de fortes précipitations discutés plus loin (figure 5.14).

5.3.9 pH

Présentation des résultats

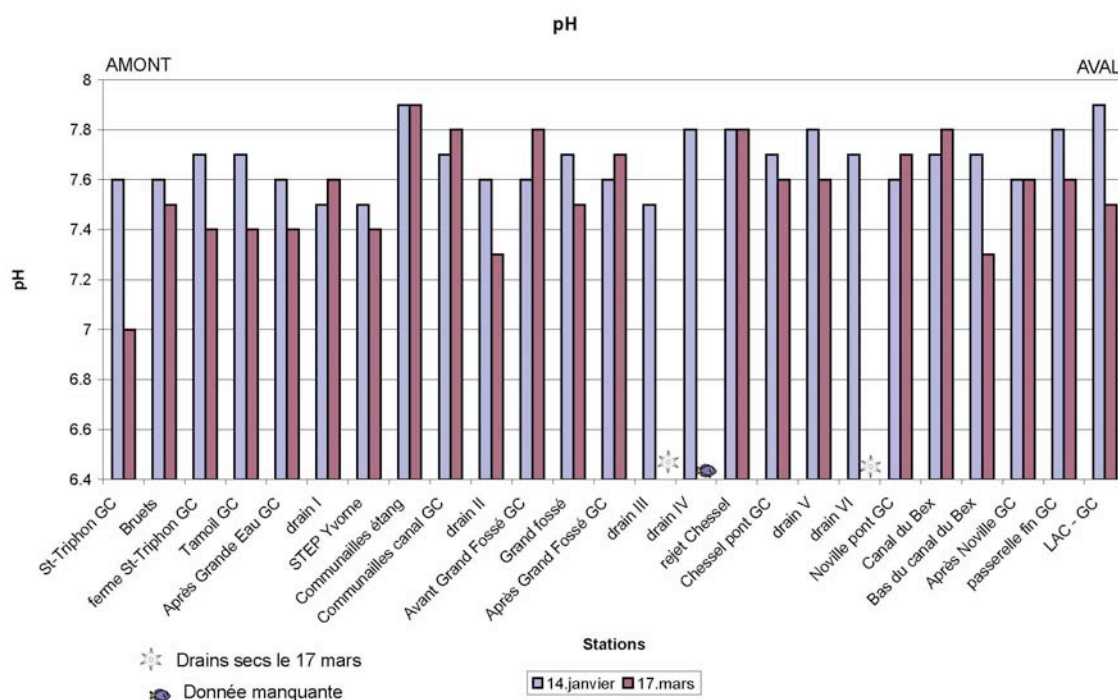


Figure 5.14 : pH

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, on remarque, **à l'amont, des valeurs plus basses par temps sec, chaud et ensoleillé (17 mars) qu'en période de pluie.** A l'aval, cette distinction est moins évidente. Le pH semble pourtant être légèrement plus haut dans le canal entre les Communailles et Noville. Cependant, la mesure du pH ayant une marge d'erreur d'environ 0.1 (du fait d'une comparaison visuelle de couleurs), ces observations ne sont peut-être pas objectives.

Composante géographique

En période de fortes précipitations (14 janvier), l'eau de deux stations semble légèrement plus basiques que les autres : il s'agit de **l'étang des Communailles** et du **lac** (7.9). **Les drains (IV, V, VI) et le rejet de Chessel** ont notamment des valeurs élevées (7.8).

En période sèche (17 mars), l'étang des Communailles a toujours une valeur élevée (7.9). Les valeurs de pH du **bas du canal du Bex** et du **lac** sont **plus basses en période sèche qu'après précipitations (7.3 et 7.5).**

Du point de vue spatial, les valeurs de pH sont **plus basses dans les stations amont qu'à l'aval.**

Discussion

Les valeurs de pH mesurées aux différentes stations sont toutes supérieures à 7 : cela indique des eaux de nature alcaline, à savoir une eau dure, probablement influencée par du calcaire. D'après la figure 2.10 (*partie II*), des valeurs de pH comprises entre 6.4 et 10.25 indiquent une eau chargée en bicarbonates. Drever (1982) précise qu'un pH compris entre 7.3 et 8.4 signifie un équilibre avec la calcite.

Les basses valeurs observées à l'amont le 17 mars montrent une eau légèrement plus acide par temps sec. Cela peut s'expliquer par le fait que, par temps pluvieux, les particules chargées de bicarbonates se dissolvent dans l'eau, ce qui participe à l'augmentation du pH vers l'aval. Par temps sec, il n'y a pas autant d'apport de bicarbonates, la mise en solution est moindre, et le pH est plus bas.

Les valeurs de pH plus élevées à l'aval peuvent également être expliquées par un apport d'eau de la nappe phréatique qui contient de la calcite. La production de CO₂ par les micro-organismes des sols et la pression partielle élevée du CO₂ dans les nappes d'eau souterraines impliquent une forte quantité de calcite dissoute dans les sols (Drever, 1982).

Le pH est légèrement plus haut entre les Communailles et Noville le 17 mars. Cela peut s'expliquer par l'activité photosynthétique qui, par temps sec, chaud et ensoleillé (17 mars) soustrait du gaz carbonique au milieu et provoque par hydrolyse la libération des ions OH⁻, ce qui fait augmenter le pH en conséquence (ECOTEC, 1989).

Finalement, le pH plus élevé en janvier qu'en mars peut s'expliquer par la différence de température observée entre ces deux périodes. Un pH neutre à une température de 20 °C est légèrement plus bas qu'un pH neutre à une température de 15 °C.

L'Ordonnance sur le déversement des eaux usées (ODE, 1983) fixe la valeur limite de pH entre 6.5 et 8.5 pour les déversements dans les eaux, par temps sec. On remarque que, autant le 14 janvier que le 17 mars, tous les pH mesurés sont dans ces normes (autant les rejets que le Grand Canal). Il n'y a pas de valeur de pH fixée par l'OFEFP pour les eaux courantes.

5.3.10 Oxygène

Présentation des résultats

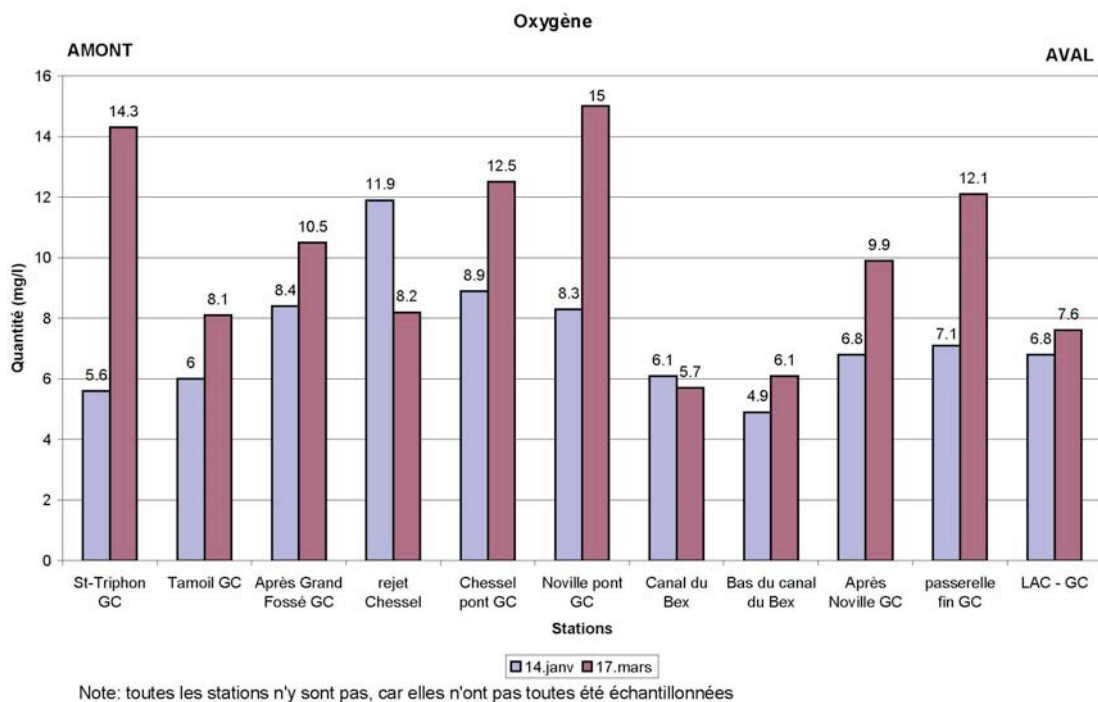


Figure 5.15 : Oxygène dissout

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, une différence marquée s'observe quant aux taux d'oxygène dans l'eau. Par temps sec, chaud et ensoleillé (17 mars), les **quantités d'oxygène sont de manière générale beaucoup plus importantes qu'après une période de fortes précipitations** (14 janvier). Notamment, les stations *St-Triphon*, *Chessel pont*, *Noville pont* et *passerelle* (stations principales du Grand Canal) montrent des différences allant jusqu'au double d'oxygène le 17 mars. La plus grande différence est observée à la station amont.

Composante géographique

Du point de vue spatial, les résultats ne peuvent pas être interprétés de manière tout à fait significative quant aux comparaisons amont – aval du cours d'eau. Cela est dû à l'échantillonnage : ce dernier s'est effectivement échelonné sur des journées entières (de 10h le matin à l'aval à 18h le soir à l'amont), ce qui induit des différences de température non significatives dans le canal. Le taux d'oxygène dissout dans l'eau étant fortement dépendant de la température, les résultats sont donc un peu moins fiables du point de vue spatial.

Des différences notables sont cependant à considérer, différences qui se marquent plus lors de la journée ensoleillée (17 mars) : le **canal du Bex et le bas du canal du Bex ont un taux d'oxygène extrêmement bas en comparaison des stations du canal**. Les quantités observées à ces endroits (5.7 mg/l et 6.1 mg/l) sont la moitié de l'oxygène présent en moyenne dans le Grand Canal (env.12 mg/l).

Discussion

Les différences en oxygène dissous entre les stations du Grand Canal et les stations du canal du Bex et bas du canal du Bex plus marquées le 17 mars que le 14 janvier s'expliquent par l'activité photosynthétique des algues et plantes aquatiques (macrophytes) beaucoup plus intense au début du printemps qu'en hiver. L'examen visuel sur place suffisait en effet pour constater une prolifération algale et de macrophytes importante le 17 mars. Aux stations principales du canal, la quantité d'O₂ dissous le 17 mars est le double que le 14 janvier.

Théoriquement, le taux d'oxygène dissous diminue avec l'augmentation de la température. La journée du 17 mars présente des températures plus élevées que le 14 janvier (en moyenne, env. 2.5 °C selon les endroits ; moyenne de 8 °C en janvier et 10.5 °C le 17 mars), ce qui devrait impliquer des taux d'oxygène plus faibles le 17 mars (selon le *tableau 2.4, partie II*, cette différence de température devrait impliquer environ 0.8 mg/l d'O₂ en moins le 17 mars). Cependant, cet effet de la température sur le taux d'oxygène est largement minimisé, même annulé par le rôle de la végétation, vu que le taux d'oxygène est presque doublé en période printanière pendant la journée.

L'effet de la température est toutefois observé à une station : la *canal du Bex*. Celui-ci a un taux d'oxygène plus bas le 17 mars (5.7 mg/l) que le 14 janvier (6.1 mg/l). Cela peut être expliqué par la faible quantité d'eau à cet endroit le 17 mars : l'eau est stagnante et chauffée au soleil alors plus rapidement. L'oxygène est donc en diminution plus le soleil chauffe, d'autant plus qu'à cet endroit aucune végétation aquatique ne peut jouer son rôle photosynthétique (seules quelques algues en *dread-lock* ont été observées ce jour-là). La photo à la page 83 est tout à fait représentative de cette situation.

Aux stations du canal du Bex et bas du canal du Bex, d'après les températures enregistrées le 14 janvier (respectivement 8.2 °C et 6.7 °C), les taux d'oxygène dissous devraient être théoriquement, dans une eau pure de 11.41 mg/l et 11.85 mg/l (selon *tableau 2.4, partie II*, Dussart, 1996). Cependant, les taux mesurés sont de 6.1 mg/l pour le canal du Bex et 4.9 mg/l au bas du canal du Bex avec une saturation en oxygène de 54% et 42 % seulement.

En ce qui concerne les stations principales du canal, le 14 janvier, les températures mesurées sont de 10.5 °C (*St-Triphon*), 8.4 °C (*Chessel pont*), 8.2 °C (*Noville pont*) et 7.8 °C (*passerelle*). Théoriquement dans une eau pure, les quantités d'oxygène devraient être respectivement de 10.8 mg/l, 11.36 mg/l, 11.41 mg/l et 11.52 mg/l. Elles sont cependant de 5.6 mg/l, 8.9 mg/l, 8.3 mg/l et 7.1 mg/l. La saturation mesurée pour ces stations montre en effet un déficit d'oxygène conséquent (respectivement 52% ; 80% ; 74% ; 62%) (*figure 5.5, annexes C*).

Le 17 mars, les taux d'oxygène aux quatre mêmes stations en fonction de la température mesurée (11.8 °C, 11.5 °C, 11.3 °C et 10.1 °C) devraient être de 10.48 mg/l, 10.55 mg/l, 10.60 mg/l et 10.90 mg/l. Les valeurs mesurées sont respectivement 14.3 mg/l, 12.5 mg/l, 15 mg/l et 12.1 mg/l. Elles sont donc d'environ 2 mg/l supérieures aux valeurs théoriques. La saturation est en effet significative de ce surplus d'oxygène le 17 mars : 133 % à *St-Triphon*, 117 % à *Chessel pont*, 140 % à *Noville pont*, et 110 % à la *passerelle* (*figure 5.5, annexes C*).

Cette opposition flagrante en oxygène dissous mesuré lors des journées du 14 janvier et 17 mars met en avant le rôle purificateur des algues dans le cours d'eau (17 mars). La photosynthèse permet donc, la journée, d'obtenir des taux d'oxygène supérieures à une valeur théoriquement déjà saine.

D'autre part, le manque d'oxygène accru en période de précipitations peut être expliqué par de multiples facteurs :

- la nitrification des minéraux comme l'ammonium en nitrite, ou le nitrite en nitrate utilise de l'oxygène : il y a donc plus d'oxygène utilisé lorsque l'apport en nutriments est excessif ;
- l'apport en grandes quantités de matières organiques peut causer une déplétion d'oxygène, car les micro-organismes aérobies présents dans l'eau (bactéries) utilisent l'oxygène pour détruire et consommer les matières organiques biodégradables ;
- le manque d'ensoleillement réduit l'activité photosynthétique (déjà faible en hiver), donc l'addition d'oxygène est réduite ;
- de plus, l'écoulement dans le canal étant laminaire, le brassage des eaux ne se produit que faiblement. Contrairement à un torrent de montagne qui aurait une forte turbulence des eaux, et donc un apport atmosphérique en oxygène, il n'y a ici quasiment pas d'échange air-eau, et l'eau du canal n'est pas réoxygénée.

En ce qui concerne les valeurs limites établies dans l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées en Suisse (ODE, 1983), le taux d'oxygène dissous est fixé à ≥ 6 mg/l par temps sec, après mélange dans le milieu récepteur. Par temps sec (17 mars), le taux d'oxygène dans le rejet de la STEP de Bruets est de 5.6 mg/l. Cependant, après mélange dans le milieu récepteur, la quantité est de 11.2 mg/l (ferme St-Triphon), valeur tout à fait normale. Le canal du Bex a un taux de 5.7 mg/l d'O₂, inacceptable pour le canal du Bex, mais pourtant acceptable après mélange dans le Grand Canal (9.9 mg/l *Après Noville*).

Il n'existe pas d'objectif de qualité pour les taux d'oxygène en cours d'eau. Une mesure plus objective de l'oxygène est la DBO₅, pour laquelle il existe des valeurs limites. Cette mesure n'a cependant pas été effectuée dans ce présent travail.

5.3.11 Synthèse des composés du carbone, pH et oxygène dissous

Le tableau 5.3 offre un résumé de synthèse sur les résultats des composés du carbone, pH et oxygène dissous. Afin de mieux représenter la situation, la carte d'évaluation par secteur et rejets (*carte 6, annexe D*) schématisent les résultats du carbone total et de l'oxygène.

Les stations auxquelles le carbone se trouve en quantité inacceptable correspondent aux stations où il y a déplétion d'oxygène, à savoir le canal du Bex et le bas du canal du Bex. Cela souligne le rôle des bactéries aérobies et micro-organismes chimiosynthétisants et minéralisateurs qui utilisent l'oxygène pour détruire la matière organique.

Les valeurs plus élevées du pH coïncident avec une alcalinité élevée en période de fortes précipitations, à savoir une eau plus chargée en bicarbonates.

Seul le rejet de Chessel qui montre une forte quantité de carbone le 17 mars ne coïncide pas avec l'alcalinité : celle-ci est basse. Cela signifie soit que les carbonates sont en faible quantité à cet endroit et que le carbone s'y présente plutôt sous forme de trioxocarbonate (preuve d'une eau douce, dans laquelle la photosynthèse n'a pas pu agir en utilisant le dioxyde de carbone) ; soit, que la quantité de carbone mesuré est principalement due au carbone particulaire (COD n'a pas été mesuré pour le 17 mars) et ce dernier n'a pas eu le temps de se dissoudre : cela indique que les particules en suspension ne proviennent pas directement du sol, où l'eau aurait pu se charger en carbone lors de l'infiltration, mais d'une

autre source plus directe (exploitation agricole par exemple) ; dans tous les cas **la source de ce rejet n'est pas similaire aux autres drains, ou du moins il y a une source supplémentaire au seul drainage des sol, car l'eau n'est pas autant chargée en bicarbonates que l'eau des drains I à VI (dilution car mélangée à une eau plus pure).**

Paramètres	Temps sec ¹	Temps forte pluie ²	Cours d'eau, mauvaises conditions	Rejets « hors-normes » (ODE)
TOC mg/l Norme ODE** : 17 mg/l rejets	—	—	Canal du Bex (20.9 ²) Bas du canal du Bex (12.4 ²)	Rejet Chessel (22.6 ¹) Drain V (17.2 ²)
DOC mg/l Norme ODE** : 10 mg/l rejets Objectif OFEFP : 4 mg/l cours d'eau	Ø	Ø	Canal du Bex (4.34 ²) Après Noville (5.45 ²) Passerelle (4.92 ²)	Drain III (13.25 ²) Drain V (10.80 ²) Bas du canal du Bex (10.52 ²)
HCO ₃ ⁻	—	—	-	-
pH Limite ODE* : 6.5 - 8.5 cours d'eau (respectées)	—	—	-	-
O ₂ mg/l	—	—	Canal du Bex (5.7 ¹ , 6.1 ²) Bas du canal du Bex (6.1 ¹ , 4.9 ²)	-

1. 17 mars

* 1983

** 1975

2. 14 janvier

Ø : données manquantes pour comparaison

Tableau 5.3 : Synthèse des composés du carbone, pH et oxygène

5.4 Paramètres biologiques

5.4.1 Chlorophylle a et phéophytine

Présentation des résultats

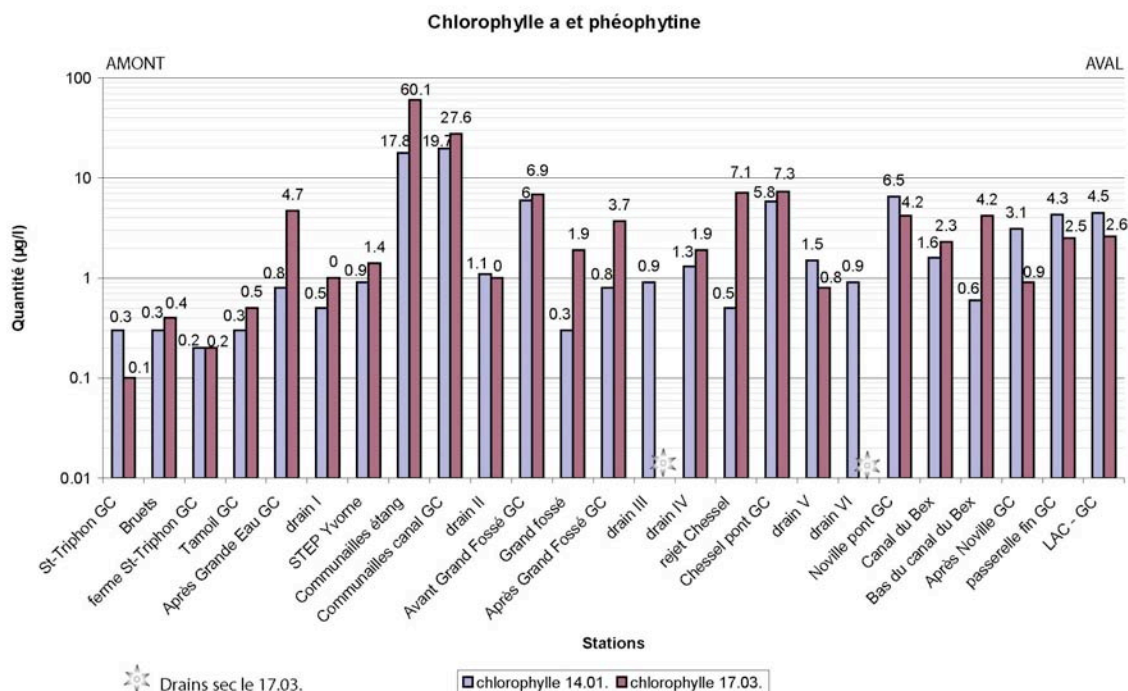


Figure 5.16 : Chlorophylle a et phéophytine

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, on constate sur la figure 5.1 que **les quantités de chlorophylle sont plus importantes par temps sec, chaud et ensoleillé (17 mars), à savoir printanier**. Seules les trois dernières stations aval ont des quantités de chlorophylle plus importantes par temps pluvieux que par temps sec. Ces trois derniers pics sont cependant inférieurs aux pics des stations de Chessel et Noville.

Composante géographique

D'un point de vue spatial, **les quantités de chlorophylle augmentent vers l'aval** : elles sont peu importantes à l'amont (0,2 à 0,6 µg/l) jusqu'à la hauteur de la Grande Eau, où la différence entre temps sec et pluvieux commence à se marquer (0,8 µg/l par temps pluvieux contre 4,7 µg/l par temps sec). Ensuite, **elles augmentent considérablement après le rejet de l'étang des Communailles** : ce point particulier a une teneur extrêmement élevée de 60,1 µg/l par temps sec et chaud. En période printanière avancée (25 mai), les quantités atteignent

même 66 µg/l dans l'étang (*figure 5.6, annexes C*). On constate par contre une teneur nettement plus basse après de fortes précipitations (17,8 µg/l le 14 janvier). Le rejet de l'étang des Communailles dans le Grand Canal se répercute sur la station aval « Communailles canal » : les teneurs en chlorophylle sont toujours importantes 12 mètres plus à l'aval, voire même jusqu'à la hauteur du Grand Fossé. L'apport extérieur dû au rejet de l'étang des Communailles est donc considérable, et vaut trois à quatre fois les teneurs observées dans le Canal en période sèche, chaude et ensoleillée (17 mars et 25 mai).

Le pic de chlorophylle dans le Grand Canal se situe véritablement à la hauteur de Chessel et se poursuit dans le canal jusqu'à Noville. Ensuite, il y a une légère diminution marquée par le rôle de dilution du lac.

En moyenne, les drains ont des teneurs environnant 1 µg/l, c'est-à-dire plus élevées que dans la partie amont, et peu importantes en comparaison des stations aval (entre 2,5 et 7 µg/l).

Discussion

Les taux de chlorophylle plus importants en mars qu'en janvier sont expliqués par le rôle photosynthétique des algues et macrophytes dans le cours d'eau. **La prolifération végétale étant beaucoup plus importante au début du printemps du fait d'un rayonnement solaire important et une température plus élevée, il est normal que la chlorophylle a et la phéophytine soient plus abondante en mars.** En janvier, la pénétration du soleil dans l'eau est de plus largement atténuée par les particules en suspension.

Les résultats observés aux trois dernières stations aval confirment le rôle du lac dans son niveau de base : par temps pluvieux, celui-ci monte et l'eau du lac vient se mélanger à l'eau du canal sur les 200 derniers mètres environ provoquant une diminution des teneurs par dilution. Cette dilution est cependant moins importante par temps pluvieux, ce qui confirme que, par temps sec, le Grand Canal a un taux de chlorophylle particulièrement important en comparaison du lac.

Les pics de chlorophylle se situent dans les secteurs D et E, à savoir entre Chessel et le lac Léman. Cela correspond aux secteurs comprenant le plus de végétation aquatique. Le pic situé dans le secteur C₁ ne correspond qu'à un excès en provenance de l'étang des Communailles.

Si l'on suivait les directives du DFI (1983) selon lesquelles un lac est classé *eutrophe* dès 5 µg/l de chlorophylle a pour évaluer le Grand Canal, cet objectif serait dépassé à plusieurs endroits, tels dans le secteur aval de l'étang des Communailles (19.7 µg/l le 14 janvier ; 27.6 µg/l le 17 mars) ou le secteur Chessel – Noville (7.3 µg/l à *Chessel pont* le 17 mars ; 12,3µg/l à *Chessel pont* et 24,1 µg/l *après Noville* le 25 mai). Cependant, il ne s'agit pas d'un milieu fermé comme un lac, mais d'un milieu où l'exportation en nutriments et en chlorophylle est considérable. C'est pourquoi on ne peut appliquer ces normes. Les teneurs en chlorophylle étaient auparavant calculées pour certains cours d'eau en Suisse, mais ce paramètre étant très aléatoire en milieu ouvert, ces mesures ont été abandonnées pour les rivières. Il n'existe donc pas d'objectif limite pour la chlorophylle en milieu ouvert.

D'après les directives du DFI (1983), les teneurs en chlorophylle a et phéophytine observées dans l'étang des Communailles soulignent **une forte eutrophisation de l'étang autant en période de fortes précipitations (17.8 µg/l) qu'en période sèche (60.1µg/l le 17 mars et 66µg/l le 25 mai).** Un bassin fermé est en effet *eutrophe* dès 5 µg/l de chlorophylle a et jusqu'à 120µg/l. D'après ces teneurs élevées en chlorophylle dans l'étang des Communailles, il n'est pas étonnant de retrouver des taux encore passablement élevés dans le secteur aval.

5.4.2 Algues et macrophytes

Présentation des résultats (25 mai 2004)

L'étude des algues et macrophytes du Grand Canal a été effectuée comme complément de synthèse sur l'écologie du milieu. La connaissance de la biodiversité permet en effet de considérer le canal dans sa globalité et de confirmer son statut trophique.

Composante météorologique

Du point de vue des saisons, les **plantes aquatiques sont abondantes dans le canal (macrophytes) à partir du mois de mars, à savoir dès la première vague de chaleur printanière. Le plus gros bloom algal observé se situe à la fin mai.** Les algues et macrophytes ont donc été ramassées le 25 mai 04, peu avant le faucardage du canal. Ce dernier offre donc une biodiversité et une quantité d'algues et principalement de macrophytes qui est certainement à son maximum dans l'année. Les mois de novembre et janvier n'offrent au contraire qu'une maigre quantité d'algues.

Composante géographique

Du point de vue spatial, **les algues et plantes aquatiques se trouvent tout le long du cours d'eau, en quantité différente selon les endroits** (échantillonnage du 25 mai).

Le tableau 5.4 offre un résumé succinct des différentes espèces observées (*photos 4.42 – 4.50, partie IV, et annexes C, journée du 25 mai 2004*) :

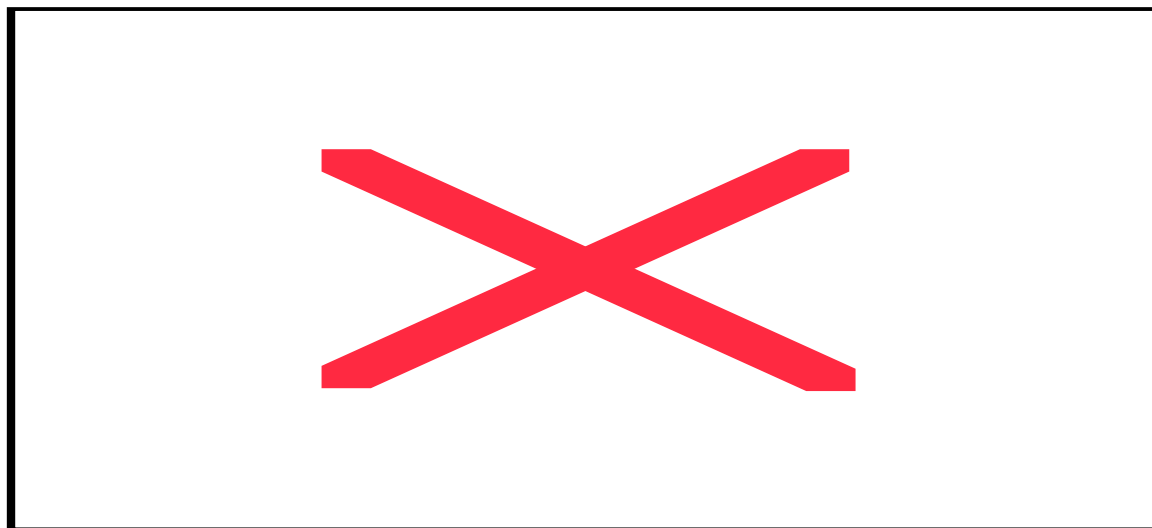


Tableau 5.4. : Algues et macrophytes dans le Grand Canal

Discussion

En étudiant la distribution des macrophytes le long du Grand Canal, on observe que la majorité des espèces se trouve entre Chessel et Noville, à savoir dans le tronçon traversant les plus grandes terres agricoles. La majorité des drains se trouvent également dans ce tronçon, ce

qui indique qu'une grande partie des apports en phosphore et nitrates sont directement assimilés par les algues à proximité des drains. Les macrophytes y sont non seulement en quantité impressionnante, mais offrent aussi une biodiversité remarquable.

De manière générale, les espèces de plantes aquatiques ne sont pas utilisées comme indicateurs de l'eutrophisation. Seules les diatomées (algues) peuvent donner une appréciation du genre de pollution selon l'espèce reconnue en un endroit spécifique. L'étude des algues ayant été abordée dans ce travail comme simple complément de synthèse, les diatomées ne font pas l'objet d'une étude spécifique. Cependant, chaque espèce d'algues et plantes aquatiques est rencontrée le plus souvent dans un milieu écologique qui lui est propre (oligotrophique à eutrophe). Les statuts trophiques définis sont donc tirés d'observations faites par l'Agence de l'eau (2002), mais peuvent ne pas correspondre tout à fait à la réalité démontrée par les quantités de nutriments (phosphore surtout) et le taux d'oxygène.

On constate que la plupart des plantes aquatiques rencontrées dans le Grand Canal sont typiques d'un milieu mésotrophe à eutrophe. Seules deux espèces (*lemna minuta*, macrophytes et *Ulothrix*, algues) se trouvent généralement en milieu uniquement eutrophe. Certains endroits du canal, comme les bords, ou des stations comme *Tamoil* ont un courant moindre, quasi-absent. Dans ces conditions d'eau stagnante chauffée par le soleil et donc moins oxygénée, il est donc possible de rencontrer ces espèces de milieu eutrophe.

Il faut toutefois se méfier quant à la récurrence des espèces dans le cours d'eau, car les taxons répertoriés correspondent à un endroit identifié où il a été récolté. Cela n'exclut pas que l'espèce peut se trouver qu'à un seul endroit autant qu'elle peut être très récurrente.

En ce qui concerne la microfaune du cours d'eau, une multitude de larves ont été trouvées sur les algues et les macrophytes, ainsi que différentes espèces. Il s'agit principalement de quatre taxons plutôt résistants au milieux minéralisés : *Chironomes*, *Gammarés*, *Aselles* et *Lymnées* (mollusque). Ceux-ci vivent dans les sédiments, ils sont donc benthiques.

5.4.3 Synthèse des paramètres biologiques

La quantité de chlorophylle observée à l'aval de l'étang des Communailles n'a aucune relation avec les algues et macrophytes du canal, étant donné qu'il s'agit d'un apport extérieur.

Les pics de chlorophylle se situant entre Chessel et Noville sont en corrélation logique avec une quantité d'algues et de macrophytes plus importante et plus diverses à partir de Chessel et ce jusqu'à Noville.

De manière générale, la présence des algues et des macrophytes identifiées permet de donner au Grand Canal un statut trophique situé **entre mésotrophe et eutrophe**. Ce statut est cependant variable selon les endroits, au vu de la présence de certaines espèces de macrophytes.

La richesse floristique, tant du point de vue de la biodiversité que de la quantité d'algues et de macrophytes permet également d'évaluer le statut trophique d'un lac ou d'un cours d'eau. La figure x ci-dessous met en évidence le statut trophique d'un milieu écologique en fonction de sa richesse floristique (Lachavanne, 1975 - 1985). On constate que **le Grand Canal a une richesse floristique abondante qui correspond à un statut méso-eutrophe. Le canal du Bex, qui n'a par contre quasi-aucune végétation aquatique correspond à un statut hypertrophe.**

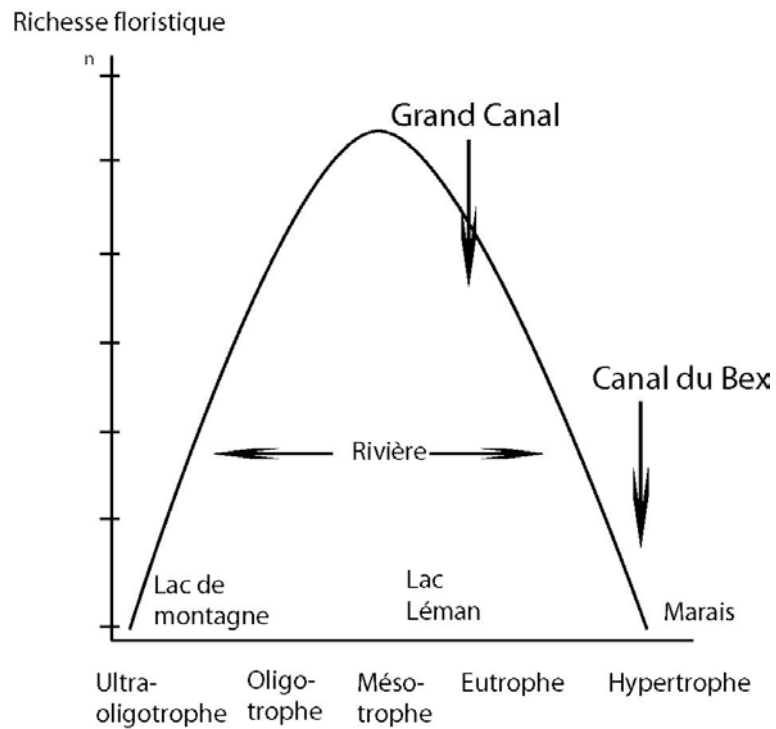


Figure 5.17 : Richesse floristique totale en fonction du niveau trophique (Lachavanne, 1975-1985) (Figure modifiée)

PARTIE VI

Synthèse

6.1 Introduction

Cette dernière partie synthétise les résultats présentés et discutés en partie V. Elle se base sur les cartes 1 à 6 en annexe D, qui donnent un schéma évaluatif du Grand Canal par secteur, selon les objectifs de qualité fixés par l'OFEFP (2004) ou l'ODE (1975 pour le TOC, 1983 pour les sulfates et MES). Les cartes 1 à 5 évaluent les secteurs selon les teneurs en nutriments par temps sec et chaud ou par fortes précipitations, tandis que la carte 6 évalue les secteurs et les rejets « hors-normes » ou signifiant un impact sur l'aval selon les matières en suspension, le carbone organique total et l'oxygène.

6.2 L'impact des rejets sur le Grand Canal

6.2.1 Stations d'épuration

L'impact des stations d'épuration sur la qualité des eaux du Grand Canal a été évalué selon les normes de l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées en Suisse (ODE, 1983), l'OEaux (1998) et les normes fixées par le SEPE à l'Etat de Vaud. Dans le canton de Vaud, les normes en nutriments à la sortie des STEP ne sont fixées qu'au cas par cas. L'impact d'un rejet de STEP est plutôt évalué selon le milieu récepteur.

6.2.1.1 STEP de Bruet

L'impact négatif de la station d'épuration de Bruet sur le Grand Canal est évident en ce qui concerne les apports en nutriments, spécialement en période de fortes précipitations. En période sèche, les taux d'ammonium ont également un impact certain sur la qualité de l'eau du Canal.

Comme il avait déjà été relevé dans le rapport d'ECOTEC sur la baisse de rendement de la pêche dans le Grand Canal (Perfetta et al., 1989), les taux d'ammonium rejetés par la STEP sont les plus néfastes pour le Grand Canal en raison de leur toxicité pour la faune. Ces quantités importantes en période sèche proviennent probablement d'une oxydation en nitrite

incomplète de ce sel au niveau de la STEP, ce qui augmente sa concentration dans le rejet. Cependant, ces concentrations une fois arrivées dans le canal s'oxydent en nitrite et nitrate. Ces mécanismes s'opèrent aux dépens de la concentration d'oxygène de l'eau du Grand Canal. **Les quantités d'ammonium sont toutefois importantes sur un grand secteur aval du canal : l'influence de la STEP se perçoit jusqu'à la hauteur de la Grande Eau (secteur B).**

En période de fortes précipitations, on constate que les taux d'ammonium en provenance de la STEP sont moindres. Cela s'explique par le phénomène de dilution exercé dans la STEP : moins il y a d'eau à l'entrée, plus elle est diluée, ce qui permet un apport en oxygène plus conséquent et accentue le phénomène de nitrification dans la STEP. Un meilleur rendement de la STEP évite donc que la nitrification se passe dans le canal et y consomme de l'oxygène aux dépens de la vie aquatique (les quantités de salmonidés étaient en baisse dans le secteur aval de la STEP en 1987 selon l'étude d'ECOTEC, 1989).

Les quantités de nitrites observées en provenance de la STEP après de fortes précipitations sont aussi importantes (0.26 N mg/l). Celles-ci se retrouvent jusqu'à Tamoil en quantité non – négligeable (0.105 N mg/l) (secteur B). Les nitrites signalent une nitrification non encore terminée et une quantité importante peut signaler une « situation de bouchon », dû à un apport trop élevé en azote et un temps assez lent du dédoublement des bactéries nitrifiantes Nitrosomas ($\text{NH}_4^+ + 3/2 \text{O}_2 - \text{Nitrosomas} - \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$). Les nitrites peuvent également indiquer une faible toxicité pour le milieu à partir d'une quantité de 0.02 Nmg/l, soit 0.06 mg/l de NO_2 . Une vraie toxicité est fixée à partir de 1 mg/l de NO_2 par le laboratoire cantonal du Valais (EETEC, 1992).

L'impact de la STEP est donc tout aussi problématique en période sèche en ce qui concerne les taux d'ammonium qu'en période de fortes précipitations pour les taux de nitrite rejetés. Il y a toutefois moins de consommation d'oxygène lors de la nitrification en période de fortes précipitations (la nitrification étant déjà partiellement entamée). L'impact de la STEP en période de précipitations se perçoit notamment sur une plus courte distance aval.

Finalement, ces sels devenant toxiques pour les poissons à partir de 1 mg/l (EETEC, 1992), il est certain que la STEP de Bruet a un impact négatif et le plus souvent toxique (fortes pluies, temps sec et chaud) sur la faune du Grand Canal, comme cela a été démontré en 1989 (ECOTEC).

L'oxygène dissous en provenance de la STEP est aussi relativement bas (5.6 mg/l) en période sèche. On constate un impact sur la station aval qui accuse moins d'oxygène qu'à l'amont. Cependant, en période printanière ces déficits sont vite et largement compensés par le rôle photosynthétique des algues et macrophytes. Les normes de l'ODE sont dès lors respectées.

En ce qui concerne les apports de matières en suspension en provenance de la STEP, ceux-ci ne sont pas un problème.

Comme il a été relevé dans le rapport d'ECOTEC (1989), les rejets de la STEP de Bruet sont disproportionnés par rapport au milieu récepteur : l'écoulement laminaire du Grand Canal, son faible débit et la nature canalisée de ses berges ne permettent pas une autoépuration suffisante de ses eaux.

6.2.1.2 STEP d'Yvorne

Le milieu récepteur étant l'étang des Communailles, les éléments fertilisants sont d'abord adsorbés par la végétation de ce bassin ou fixés dans les sédiments. Dès lors, le Grand Canal ne peut être considéré comme milieu récepteur de ce rejet, et l'impact de la station d'épuration sur le Grand Canal devient difficile à évaluer. Le rejet de la STEP d'Yvorne n'a été échantillonné qu'en guise de comparaison avec la STEP de Bruet.

On constate que les quantités de nitrate et nitrite à la sortie sont semblables pour les deux STEP en période de fortes précipitations. Cela démontre que la STEP de Bruet n'est pas exceptionnellement sujette aux effets indésirables que pourrait provoquer un aussi grand bassin versant en période de fortes précipitations. Les deux STEP semblent avoir un rendement semblable. Seuls les impacts des rejets sur leur milieu récepteur sont différents.

En ce qui concerne le milieu récepteur de la STEP d'Yvorne, l'étang des Communailles, une eutrophisation naturelle est à prendre en compte. Il est certain que l'ajout supplémentaire de nutriments depuis la STEP encourage le phénomène d'eutrophisation et l'accélère. Cependant, le bassin étant un milieu quasiment fermé, il est normal qu'il devienne naturellement eutrophe.

6.2.2. L'étang des Communailles

L'étang des Communailles a un impact sur le Grand Canal (secteur C) en ce qui concerne les taux de nitrites et d'orthophosphates après de fortes précipitations, et les sulfates par tous les temps ; les matières en suspension, par temps sec ; et les apports en chlorophylle par tous les temps.

Les taux de nitrite particulièrement élevés dans ce rejet montrent que cet étang est eutrophisé. Par temps de pluie et hivernal (14 janvier), la quantité de nitrite (0.08 N mg/l) souligne une nitrification non terminée et indique une pollution toxique de l'eau (objectif OFEFP dépassé : 0.05 Nmg/l). Cette teneur est dans les valeurs observées en nitrites dans les marais (généralement entre 0.1 et 1 mg/l de NO₂, soit 0.03 à 0.3 N mg/l de nitrite (*Nitrites*, 2002)). Par temps de pluie, les nitrites sont possiblement augmentées par les eaux provenant des orages (jusqu'à 0.3 ppm, *Nitrites*, 2002). Un brassage superficiel des eaux permet probablement un apport d'oxygène provoquant la nitrification partielle de l'ammonium conservé au fond de l'étang, de même qu'un abaissement possible du pH dû à l'apport atmosphérique et à l'acidité des terrains traversés par la nappe d'eau souterraine (limono - argileux).

Le déversement de l'étang dans le Grand Canal est négatif en ce qui concerne les taux de nitrites après de fortes précipitations, car cette trop grande quantité est déjà légèrement toxique pour les organismes vivants dans le Grand Canal directement à l'aval de ce rejet (> 0.2 ppm). Le secteur aval C₁ est cependant évalué comme *bien* (OFEFP).

Au printemps, du fait du rôle photosynthétique de la végétation, la quantité d'oxygène libéré par les plantes devrait permettre d'accélérer le processus de nitrification. Cependant, la quantité de nitrates n'est pas plus importante au printemps ; l'ammonium est par contre en quantité 6 fois plus importante le 17 mars qu'en janvier. En janvier, la nitrification de l'ammonium en nitrite a donc eu lieu en grande partie, contrairement au printemps où l'azote est resté sous forme d'ammonium. Cela prouve que malgré le rôle des algues, **il y a un tampon d'ammonium dans l'étang, accentué au printemps par une température et un pH élevés (7.9), soit le relargage de ce sel à partir de la matière organique (algues et**

organismes décomposés, vase). Le processus d'eutrophisation est donc effectivement prononcé dans l'étang. Le pH est de plus particulièrement élevé dans l'étang comparé au pH du canal. Cela s'explique par l'activité photosynthétique intense par temps sec, chaud et ensoleillé, qui soustrait du gaz carbonique au milieu et provoque par hydrolyse la libération des ions OH^- , ce qui fait augmenter le pH en conséquence.

La STEP d'Yvorne joue aussi un rôle conséquent quant à l'apport d'ammonium par temps sec dans l'étang (0.201 N mg/l). L'ammonium déversé dans le Grand Canal à partir de l'étang est cependant encore dans les normes de l'OEaux (secteur C : *bien – très bien*).

Les orthophosphates sont apportés en excès dans le Grand Canal à partir de l'étang. Il en résulte une trop grande quantité de PO_4^{3-} dans le secteur aval (C_1 : *modéré* après de fortes précipitations et *mauvais* en période sèche ; *carte 4, annexes D*). **L'impact de l'étang sur le Grand Canal est négatif en ce qui concerne le déversement de phosphore.**

De trop grandes quantités de matières en suspension peuvent avoir un impact sur la faune habitant le Grand Canal : les branchies des poissons peuvent se boucher et provoquer leur asphyxie. **L'étang des Communailles a un impact sur le Grand Canal en ce qui concerne les matières en suspension déversées par temps sec (carte 6, annexe D) ; les normes de l'ODE sont de plus dépassées.**

L'apport en chlorophylle dans le Grand Canal ne peut pas être considéré comme négatif.

6.2.3 Rejets d'origine agricole

6.2.3.1 Drains I à VI

Les drains se déversant dans le grand canal ont un impact sur la qualité d'eau du canal en ce qui concerne les nitrates après de fortes précipitations (I à V), les nitrites après de fortes précipitations (I, II, IV, V, VI), l'ammonium par temps sec (drain V), les orthophosphates après de fortes précipitations (IV, V, VI) et par temps sec (I, IV, V), et les sulfates par temps sec (drain I). **Le carbone organique dépasse la norme de l'ODE uniquement dans le drain V après de fortes précipitations.**

Les matières en suspension sont problématiques après de fortes précipitations, spécialement dans les drains IV, V, VI qui accusent des quantités passablement importantes (respectivement 53 mg/l, 28.8 mg/l, et 36 mg/l) et sont responsables d'une turbidité de l'eau importante à l'aval du canal (secteurs D et E ; carte 6, annexe D). Cela est très certainement la cause de la mort par asphyxie de certains poissons observée le 14 janvier. Les quantités de carbone sont également importantes dans les mêmes secteurs.

En particulier, l'eau du drain V, en provenance d'une terre à bétail avait le 14 janvier une couleur noire, issue de la terre retournée par le piétinement des bovins (terre noire, humique et argileuse). En plus des teneurs comprises dans le sol retourné, de la matière fécale ou de l'urine participent probablement à l'augmentation des nitrites, par formation tout d'abord d'ammonium, nitrifié par les bactéries Nitrosomas. Les nitrites sont en effet en quantité considérable dans le drain V le 14 janvier (0.22 Nmg/l) en comparaison des autres drains (entre 0.038 et 0.089 N mg/l) de même que le carbone organique.

Par temps sec, le drain V accuse une forte quantité d'ammonium.

Les apports en nitrates après de fortes précipitations sont importants, surtout dans les drains I à V (entre 6 et 15.8 N mg/l). Le drain VI a au contraire une teneur assez basse (3.4 N mg/l). Etant donné que le petit canal à ciel ouvert du drain VI provient d'une zone entièrement naturelle (forêt et champ d'herbe), on peut postuler qu'il n'y a pas d'apport anthropique (engrais) dans ce drain à cette période contrairement aux drains I à V.

De manière générale, les drains sont en grande partie responsables des quantités de nitrates et nitrites en excès dans les secteurs D et E du canal en période de fortes précipitations (D-E ; nitrites : *insatisfaisant* à *mauvais* ; nitrates : *modéré* à *insatisfaisant*) ; de même qu'en orthophosphates, de manière plus ponctuelle (C, D, E : *modéré* à *mauvais*).

6.2.3.2 Bas du canal du Bex

Le bas du canal du Bex, petit canal à ciel ouvert en provenance d'une exploitation agricole accuse de très grandes quantités de nitrites par temps sec et après de fortes précipitations, d'ammonium par temps sec, et d'orthophosphates par temps sec et après de fortes précipitations. **La quantité de carbone est notamment élevée et y dépasse les normes de l'ODE pour les rejets.**

Les taux d'oxygène sont extrêmement bas et empêchent probablement toute vie aquatique piscicole (4.9 mg/l le 14 janvier et 6.1. mg/l le 17 mars, *carte 6, annexe D*). Le manque d'oxygène uniquement permet de confirmer que **ce canal est hypertrophié**. Le fond est couvert de vase, et une odeur nauséabonde provient du canal, probablement du méthane. Les causes du manque d'oxygène sont les mêmes que pour le canal du Bex (6.2.3.2), de même que les processus décrits. Il faut noter que l'absence de végétation aquatique dans les deux cas empêche de suppléer au manque d'oxygène.

Les teneurs en nitrite et ammonium présentent des quantités déjà toxiques pour la vie piscicole (0.24 N mg/l de nitrites par temps pluvieux et 5.78 N mg/l d'ammonium par temps sec). Les taux de carbone dissous permettent de confirmer un relargage de gaz carbonique (et notamment sels nutritifs tel l'ammonium) à partir des sédiments vaseux.

Le bas du canal du Bex accuse notamment un fort taux de phosphore. Les teneurs en azote (nitrite et ammonium) et phosphore soulignent l'impact de ce canal sur le Grand Canal.

6.2.3 Rejets non - identifiés ou mixtes

Dans ces rejets figurent les rejets suspects, à savoir dont la source de pollution n'est pas clairement identifiée : dans les deux cas, des apports de matériel hygiénique mettent en évidence une erreur dans le réseau séparatif des eaux usées.

6.2.3.1 Rejet de Chessel

Le rejet de Chessel accuse de très fortes quantités de nitrates et nitrites en période de précipitations, de même qu'en orthophosphates après de fortes précipitations et en période sèche. La quantité de carbone dépasse notamment les normes de rejet de l'ODE le 17 mars. L'ammonium et le sulfate sont négligeables.

Les quantités de matières en suspension amenées par ce rejet dans le Grand Canal sont négligeables le 14 janvier et fortement inacceptables le 17 mars. Alors que la limite fixée par l'ODE pour le déversement dans les eaux est de 20 mg/l par temps sec, le rejet de Chessel déverse 530 mg/l de matières en suspension avec une turbidité de 365 FTU, et une teneur en carbone organique de 22.6 mg/l. Ce fait est probablement exceptionnel. Cela prouve que ce rejet vient directement d'une exploitation agricole et que les actions à cet endroit se répercutent directement sur le Grand Canal. La composante météorologique si importante ailleurs n'est donc que minime en comparaison de l'impact anthropique exercé à cet endroit. **L'impact des particules en suspension et du carbone organique sur le Grand Canal est considérable** (*carte 6, annexe D*), surtout si cela se reproduit fréquemment, à savoir quant aux risques d'asphyxie des poissons et à la diminution d'oxygène à l'aval de ce rejet (par adsorption de la lumière dans les particules et du fait de l'apport de carbone organique particulaire ou dissous détruit par les bactéries).

Dans ce même rejet ont également été trouvés des morceaux de céleri et de carottes (17 mars). **La provenance directe des matières en suspension en excès et de carbone organique coïnciderait avec ces légumes et laisse supposer la présence d'un maraîcher à la source. Le phosphore particulaire n'a pas été calculé pour cet endroit, mais il est probable que de fortes quantités de phosphore soient contenues dans les particules de terres, de plus si celles-ci proviennent d'un rinçage de légumes par exemple : le phosphore dissous à la stations aval (D₁ : *Chessel pont ; mauvais*) est en très fortes quantités.**

Il est d'ailleurs tout aussi important après des précipitations (0.22 mg/l) qu'en période sèche (0.38 mg/l). Cela laisse supposer un usage fréquent d'engrais phosphatés dans l'exploitation agricole et probablement maraîchère. Les maraîchers utilisent de fait généralement plus d'engrais en raison de ces cultures spécifiques.

De même que pour le phosphore, les teneurs en nitrates et nitrites observées après de fortes précipitations ont un impact certain sur la qualité de l'eau du Grand Canal (secteur D₁ : *Modéré* à l'aval en teneurs de nitrates, et *insatisfaisant* en teneurs de nitrites, *cartes 1 et 2, annexe D*). Ces teneurs sont du même ordre que dans l'eau des drains.

Finalement, ce rejet figure parmi les rejets « non – déterminés » car à trois reprises (27 novembre, 17 mars et 25 mai), des tampons hygiéniques et des morceaux de papier de toilette y ont été trouvés (*photo 4.22*). **Cela laisse supposer un mauvais raccordement dans le réseau séparatif des eaux usées, problème déjà signalé à la SESA au mois de novembre (c.f. J.-L. Annex, garde-pêche).**

6.2.3.2 Canal du Bex

La quantité de matières en suspension observée après de fortes précipitations (89.1 mg/l) a un impact certain sur la qualité de l'eau dans le secteur aval de Noville (E) et joue notamment un rôle quant à l'asphyxie des poissons. Les matières en suspension amènent notamment une forte quantité de carbone organique particulaire (16.58 mg/l de carbone particulaire le 14 janvier) qui se sédimente en partie dans le fond du canal, du fait d'une vitesse lente, de même que du carbone organique dissous (le carbone total dépasse les normes de l'ODE pour les rejets, de même que le carbone dissous) (*carte 6, annexe D*). La sédimentation est forcément plus accrue le 17 mars, alors que le courant est vraiment nul. Dès lors, l'eutrophisation est accrue, car les bactéries détruisant le carbone consomment le peu d'oxygène. En période de précipitations, le carbone total est conséquent et dépasse les normes

requis (ODE) pour les rejets. La sédimentation est également accrue dans le secteur aval (E) du Grand Canal. La photo 4.37 laisse voir de la vase sur le fond du canal.

Le carbone organique peut avoir plusieurs origines : le sol, les fèces en provenance du réseau des eaux usées certainement mal connecté, les nutriments organiques, et l'apport différé par la décomposition algale. Vu l'état de ce canal, l'apport différé est certainement une grande source, de même que le sol, au vu de la quantité de matières en suspension. Cependant la source principale ne peut être clairement définie.

Les taux d'oxygène toujours bas observés dans le Canal du Bex (6.1 et 5.7 mg/l, carte 6, annexe D) prouvent que ce canal est particulièrement insalubre et pollué. Il n'y a certainement aucun poisson remontant ce canal depuis le Grand Canal, étant donné sa turbidité importante et son manque d'oxygène. L'aspect physique (*photos 4.29, 4.32*) et l'odeur de méthane se dégageant de cet endroit suffisent à prouver son état désolé. Ce manque d'oxygène a plusieurs raisons :

- des apports d'éléments polluants dont la minéralisation demande de l'oxygène, à savoir la matière organique, les ions d'ammonium (cycle de la nitrification) ;
- un dépôt de matière organique sur le fond du canal, ayant pour conséquence une anoxie et putréfaction de la vase : les photos 4.21 et 4.24 du 17 mars mettent clairement en évidence ce fond de canal vaseux. L'odeur nauséabonde de méthane prouve un statut hypertrophique.

A noter également, **qu'il n'y a même plus de végétation aquatique**, même pas des algues épiphytes dans le canal du Bex. Le taux d'oxygène est si bas la journée que la vie végétale, pas plus que la vie animale ne peut s'exprimer. La preuve est l'apparition de dread-locks, algues encroûtées, qui flottent à la surface avant de se décomposer dans la vase. **Sur cette seule observation, on peut qualifier le canal du Bex d'hypertrophie** (c.f. *figure 5.17, partie V*).

Les nutriments amenés dans ce canal par deux gros drains sont des excès de nitrates après de fortes précipitations (*Insatisfaisant*), des excès de nitrites après de fortes précipitations (*Insatisfaisant*), des excès de nitrites en période sèche (*Modéré*), des excès d'ammonium en période sèche (*Modéré*), et des excès d'orthophosphates après de fortes précipitations autant qu'en période sèche (*Mauvais*) (*cartes 1 à 5, annexe D*). Tous ces excès sont **au-dessus des objectifs de qualité pour un cours d'eau offrant refuge à une vie aquatique saine : ils offrent des conditions d'habitat extrêmement mauvaises, voire nulles, du fait d'une minéralisation élevée provoquant l'anoxie probable dans les couches d'eau inférieures.**

Les quantités importantes de nitrite et d'ammonium en période sèche soulignent un tampon d'ammonium non nitrifié : les bactéries nitrosomas et nitrobacter ne peuvent jouer leur rôle car il n'y a plus assez d'oxygène (5.7 mg/l). Il y a à peine plus d'oxygène après des pluies intenses (6.1 mg/l), ce qui permet peut-être une nitrification légèrement plus importante aboutissant à une quantité considérable de nitrites après précipitations. **Les conséquences de toxicité pour la vie aquatique sont les mêmes dans les deux cas (période sèche, ammonium : 0.26 N mg/l, soit 0.34 mg/l NH₄⁺, et en période de précipitations, nitrites : 0.09 N mg/l, soit 0.29 mg/l NO₂). Ces tampons d'ammonium et de nitrites sont notamment dus au relargage de ces sels à partir des sédiments anoxiques vaseux.**

Le taux de chlorophylle mesurés dans le canal du Bex est de 2.3 µg/l au maximum le 17 mars. Cependant, le milieu est ouvert, et n'y ayant plus aucune vie végétale, il est normal que cette teneur soit basse et en-dessous de la norme des 5 µg/l déclarant un statut trophique. **Ce**

faisant, ce canal peut être considéré comme hypertrophique au vu de sa vie inexistante et de sa déplétion d'oxygène.

Finalement, le canal du Bex n'est pas seulement à assainir du point de vue des minéraux et matières organiques entrants mais aussi de déchets suspects, à savoir du papier de toilette en provenance d'un des deux drains, et des sacs plastiques amenés par pollution sauvage (déchetterie à côté). **Il est à sa demander s'il n'y a pas un mauvais raccord dans le réseau séparatif des eaux usées étant normalement pompées jusqu'à la STEP d'Yvorne : ce rejet est donc non – identifié quant à cet apport de papier hygiénique et ce qui va avec...**

6.3 Composante météorologique

Les différences observées en période de fortes précipitations ou par temps sec soulignent plusieurs aspects et répondent de cette façon à l'hypothèse de travail soulevée quant à l'occurrence de différences en teneurs marquées entre différentes situations météorologiques (se référer aux secteurs, *cartes 1 à 6, annexe D*):

- par temps pluvieux, le lessivage des nitrates se fait de façon plus importante et marquée dans les drains que le lessivage du phosphore ; cela met la plupart des secteurs du Grand Canal au-dessus des objectifs de qualité de l'OFEFP ;
- par temps pluvieux, les nitrites sont également en forte quantité, pour la plupart des secteurs au-dessus des objectifs de qualités de l'OFEFP ;
- par temps sec, nitrates et nitrites sont minimes, tandis que l'ammonium est en quantité relativement importante : l'objectif de qualité de l'OFEFP est dépassé uniquement à l'aval de la STEP de Bruet (B) et à l'aval de Noville (E) ;
- pour les orthophosphates, par temps sec ou pluvieux, il s'agit d'endroits spécifiques où l'objectif de qualité de l'OFEFP est dépassé ; il y a plus d'excès par temps pluvieux, cependant causés par les rejets de l'étang des Communailles, le rejet de Chessel, les drains IV, V, VI uniquement ou le canal du Bex à Noville ;
- les teneurs en sulfates sont liées à la nature des terrains traversés et sont facilement diluées en période de précipitations ;
- les matières en suspension sont en quantité insatisfaisante à l'aval du cours d'eau en période de fortes précipitations ;
- le carbone organique dissous est en quantité insatisfaisante dans le secteur aval après Noville en période de fortes précipitations.
- l'oxygène est en plus grandes quantités en mars, lorsque l'activité photosynthétique est plus intense ; un manque d'oxygène durant la nuit a néanmoins été prouvé par l'étude d'ECOTEC (1989). Il n'y a pas de déplétion dans le Grand Canal en hiver.

On en déduit que :

- les excès en nitrates sont clairement liés au drainage de terres agricole ayant reçu des apports en engrais azotés, tandis que les excès en phosphore peuvent avoir d'autres origines telle la nature des terrains traversés ; les quantités de matières en suspension sont importantes le 14 janvier uniquement dans les drains IV, V et VI, tandis que les teneurs en orthophosphates sont également importantes uniquement dans ces mêmes drains. Cela souligne le fait que **le phosphore est principalement enlevé aux sols**

par l'arrachage des particules, et se trouve en quantité dans ces particules en suspension avant de se dissoudre : il est donc plus sujet à l'érosion que le nitrate qui est plus soluble et transite par le sol. De même, on constate que le drain VI dont l'eau provient d'une forêt et n'accuse que peu de nitrates (14 janvier) a la quantité la plus élevée d'orthophosphates. Cela prouve **qu'il y a une composante naturelle (l'érosion) dans l'apport important de phosphore dans le Grand Canal en période de précipitations, tandis que les excès d'azote sont plus clairement liés à l'utilisation agricole (engrais) des terres traversées.**

- on constate que partout où le nitrite est important en période de précipitations, l'ammonium y est important par temps sec. Les causes sont pour chaque endroit différentes (nature des terrains, engrais, STEP). Cependant, cela prouve que **quand les terrains sont gorgés d'eau (ou la STEP) la nitrification se fait partiellement sur place et induit une grande quantité de nitrites dans l'eau du canal: l'oxygène de l'eau de pluie est donc utilisé in situ dans les terres. Lorsque les terrains sont secs, la nitrification se produit dans le Grand Canal, utilisant ainsi une plus forte quantité d'oxygène du canal.** Cependant, les résultats d'oxygène du 17 mars sont satisfaisants, grâce à l'activité photosynthétique des algues la journée (excepté le canal du Bex). Cela laisse penser que la nuit, lorsqu'il n'y a plus de photosynthèse, mais libération de CO₂ par les algues, les taux d'oxygène peuvent baisser et devenir insuffisants pour la vie aquatique. Cela a de fait été prouvé en 1989 (ECOTEC).
- **Au vu des teneurs en ammonium importantes par temps sec et de la faible diminution des nitrates entre l'amont et l'aval, il est possible qu'une oxydo-réduction se produise par temps sec dans le canal.**
- **les matières en suspension observées dans le canal après de fortes précipitations sont problématiques dans le secteur aval du cours d'eau (E), avec des valeurs environnant 30 mg/l de MES.** Celles-ci empêchent la pénétration de la lumière, diminuent l'oxygène dissous et limitent alors le développement de la vie aquatique. **Le carbone organique total est également élevé dans le secteur aval (E), avec des valeurs de carbone organique dissous dépassant les exigences requises pour un cours d'eau (OEaux, 1998).** Il est probable qu'une partie du carbone particulaire contenu dans les matières en suspension se dissolvent dans l'eau. Plus problématique est **l'asphyxie des poissons par le colmatage des branchies** provoquant leur mort. Le 14 janvier, plusieurs poissons ont été trouvés morts, notamment vers le canal du Bex et à Tamoil. Cependant, ceux-ci peuvent avoir également été intoxiqués par de trop fortes teneurs en nitrites (aval de Bruet et aval du canal du Bex) ou être morts pour une toute autre raison.

On en conclut que :

- **par temps sec et printanier, les algues ont un rôle salvateur quant aux excès d'ammonium apportés d'une part, de la STEP de Bruet, et d'autre part, du canal du Bex, du moins, la journée. Cela ne résout toutefois pas les risques de toxicité de l'ammonium imposés aux poissons par temps sec et surtout la nuit.**
- **par temps de fortes précipitations, les excès de nutriments ne signifient pas que le canal est vraiment eutrophisé, car sinon une faible part qui se sédimente par le biais des particules en suspension (néanmoins le phosphore), la plus grande**

partie se déverse dans le Lac Léman. Les excès de nitrites après de fortes pluies sont toutefois non résolus quant aux risques de toxicité pour les poissons.

De plus, on peut effectuer une évaluation des apports en nitrates et orthophosphates dans les secteurs aval D et E en période de fortes précipitations :

La profondeur de 1 mètre de la nappe phréatique en basses eaux autant qu'en hautes eaux (Bertrand, 1986) jusqu'au milieu du secteur D depuis le lac prouve qu'elle est aussi un niveau de base. Elle participe à l'homogénéité des teneurs en nitrates dans le Grand Canal en période sèche (2,2 Nmg/l dans le Grand Canal de même que dans les drains). En période de fortes précipitations, l'impact des drains sur le Grand Canal peut donc se lire dans la différence entre 2,2 Nmg/l et la teneur trouvée : les taux de nitrates amenés par les drains en période de fortes précipitations sont de l'ordre de 7 à 14 Nmg/l.

Les teneurs en orthophosphates sont moins homogène dans la partie aval, mais sont néanmoins autour de 0.07 et 0.09 Pmg/l. On en déduit, par différence, qu'en période de fortes précipitations, la participation des drains et rejets en apports de phosphore dans le Grand Canal est de l'ordre de 0.04 à 0.19 Pmg/l.

6.4 Composante spatiale : amont - aval

Pour répondre à l'hypothèse de travail soulevée, des différences spatiales entre les teneurs en nutriments de l'amont et l'aval du Grand Canal ont été observées, cependant non pas forcément avec une augmentation de l'amont à l'aval, mais dont l'expression est masquée par des phénomènes complexes (nitrification, adsorption par les plantes, mise en solution) ou des apports extérieurs très différents et spatialement répartis de façon hétérogène. **Ces composantes impliquent qu'on ne peut déduire ni augmentation, ni diminution significative, si ce n'est pour les teneurs en sulfates qui diminuent clairement entre l'amont et l'aval (dilution et nature des terrains traversés).**

Les nitrates diminuent toutefois légèrement par temps sec et chaud, tandis qu'ils semblent augmenter en période de fortes précipitations : ils sont assimilés par la végétation en période sèche et chaude et transitent par le canal jusqu'au lac lors de fortes précipitations.

Pour les paramètres physiques, seule **une claire augmentation peut être observée en ce qui concerne des faits naturellement amplifiés par des apports en eaux drainées récurrents et dont la nature ne change pas : les matières en suspension, le débit et la turbidité.**

La température est fonction naturelle de la température des terrains traversés et de la température atmosphérique, à savoir diminution amont-aval en période hivernale, et augmentation à partir de fin avril (c.f 5.2.1).

A l'aval du canal, secteurs D et E, une sédimentation partielle des matières en suspension est possible. Le fond du canal, spécialement à Noville est très vaseux (vase noire, *photo 4.37*). Cela provient de la décomposition algale certainement en fin de saison. Cependant, cela induit, comme dans un lac, un **réservoir de phosphore particulièrement (de la sédimentation des particules ou de la décomposition algale), et un large de sels**

nutritifs et de gaz carbonique à partir de ces sédiments (apport différé). Les secteurs D et E ont en effet des quantités de phosphore bien plus importantes que dans les autres secteurs, et ceci autant en période de précipitations qu'en période sèche. Le phosphore transite donc jusqu'au lac en période de fortes précipitations, mais le largage de ce sel à partir des sédiments compense largement en période sèche.

Le lac Léman fonctionne comme niveau de base du Grand Canal. On a constaté une remontée des eaux dans le canal jusqu'à Noville en période de fortes précipitations, ce qui dilue fortement les teneurs (chlorophylle, azote, phosphore, sulfates, température).

La nappe phréatique fonctionne également comme niveau de base, jusqu'au milieu du secteur D (entre Chessel et Noville, profondeur de 1 mètre, Bertrand, 1986). Cela est prouvé par l'homogénéité des teneurs (nitrates surtout et orthophosphates) en période sèche. En période de fortes précipitations, ce niveau de base est fortement atténué par le rôle des drains et rejets qui apportent des nutriments de la couche de sol supérieure.

6.5 Sources de pollution

Répondre à la question des sources de pollution n'est pas entièrement possible, ou du moins les hypothèses soulevées méritent d'être contrôlées (en ce qui concerne les rejets non – identifiés quant au réseau des eaux usées, *rejet de Chessel, canal du Bex*), ou précisées (provenance des drains, activités maraîchères- *rejet de Chessel* ou agricoles). Mis à part ces problèmes de réseau des eaux usées, les sources de pollution soulevées dans ce présent travail, à savoir pour la plupart agricoles sont effectivement diffuses. Seuls l'impact de l'étang des Communailles ou de la STEP de Bruet a pu être clairement défini. Les sources de pollution du canal du Bex, des drains ou du rejet de Chessel ont pu être précisées, cependant sans jamais pouvoir confirmer une source de pollution prévalente, ni quantifier exactement la participation de chaque source dans la pollution.

En ce qui concerne les drains, les sources sont : les engrais minéraux ou de ferme, les sols, et parfois les excréments d'animaux directement en place (terre à bétail du drain V).

On donne au rejet de Chessel les hypothèses de sources de pollution suivantes : activités maraîchères en exploitations agricole, les engrais minéraux et/ou organiques, l'eau du réseau des eaux usées, les sols.

Le canal du Bex a plusieurs hypothèses de sources de pollution : les engrais minéraux et/ou organiques, l'apport différé par la décomposition algale, l'eau du réseau des eaux usées, les sols.

En définitif, il n'a pas été possible de définir quelle est la part de responsabilité anthropique (engrais) et la part d'apports naturels en nutriments (nature du terrain traversé, sédiments phosphorés, participation de la végétation, érosion naturelle, drainage).

Finalement, il donc été possible d'évaluer de manière qualitative plutôt que quantitative le rôle de ces pollutions d'origines diffuses.

6.6 Evaluation comparative

6.6.1 Comparaison des rejets suspects du Grand Canal avec les rejets suspectés par l'ASL lors de la campagne *Opération rivières propres en 1996*.

Lors de la campagne *Opération rivières propres* effectuée en 1996 par l'ASL (Association pour la sauvegarde du Léman), plusieurs rejets de part et d'autre du Grand Canal ont fait l'objet d'analyses chimiques (N et P, pH) et ont été classés selon trois statuts de rejets sauvages « hors normes » : *à confirmer*, *à forte probabilité* et *incontestables*.

Le tableau 6.1 offre une comparaison du type d'impact sur l'aval (ou milieu récepteur pour la STEP d'Yvorne) des rejets suspects dans mes propres résultats (janvier et mars 2004) avec les rejets *hors normes* identifiés par l'ASL en 1996. Tous les rejets suspectés par l'ASL ne sont pas pris en compte, étant donné qu'ils n'ont pas tous été étudiés dans ce présent travail. Il faut, de plus, tenir compte que le type de pollution incontestable ou à confirmer par l'ASL n'est pas forcément le même que je relève dans ce travail d'évaluation. Une étude plus poussée sur la comparaison des données servirait probablement à considérer l'évolution de ces rejets depuis 1996, du moment que des changements ont réellement été effectués au niveau de la source (STEP, drains). Cela est encore à vérifier.

Rejets suspects	Impact par temps sec ¹	Impact par fortes précipitations ²	Statut ASL ³
1. St-Triphon GC	Nitrates, sulfates	Nitrates, sulfates	2
2. Bruets (STEP)	Nitrites, ammonium, orthophosphates	Nitrates, nitrites, orthophosphates	3
6. Drain I	Orthophosphates, sulfates	Nitrates, nitrites	2
7. STEP Yvorne	Orthophosphates, sulfates	Nitrates, nitrites, orthophosphates, sulfates	2 - 3
8. Communailles étang	Sulfates, MES	Nitrites, orthophosphates, sulfates	2
10. Drain II	-	Nitrates, nitrites	-
12. Grand Fossé	-	Nitrites	2 - 3
14. Drain III	sec	Nitrates	1
15. Drain IV	Orthophosphates	Nitrites, orthophosphates	0
16. Rejet Chessel	Orthophosphates, MES	Nitrates, nitrites, orthophosphates	2
18. Drain V	Orthophosphates	Nitrates, nitrites, orthophosphates	0
19. Drain VI	sec	Nitrites, orthophosphates	0
21. Canal du Bex	Nitrites, ammonium, orthophosphates	Nitrates, nitrites, orthophosphates	2
22. Bas du canal du Bex	Nitrites, ammonium, orthophosphates	Nitrites, orthophosphates	3

- | | |
|---------------------------------------|--|
| 1. 17 mars 2004
2. 14 janvier 2004 | 3. rejets sauvages hors normes : - 0 : non suspect
- 1 : à confirmer
- 2 : à forte probabilité
- 3 : incontestables
- - : pas étudié |
|---------------------------------------|--|

Tableau 6.1 : Comparaison des rejets suspects du Grand Canal avec les rejets suspectés par l'ASL lors de la campagne Opération rivières propres en 1996.

Observations

On constate que la plupart des drains n'ont pas été suspectés par l'ASL en 1996 (excepté les drains I et III). Cela est probablement dû au type de pollution différent selon que le temps soit sec ou fortement pluvieux.

Les rejets et canaux latéraux suspectés dans le présent travail correspondent toujours à un statut de pollution sauvage à *forte probabilité* ou *incontestable* défini par l'ASL.

D'autres rejets jugés à forte probabilité de pollution se trouvent dans le secteur de Tamoil. Les résultats obtenus à cette station ne reflètent donc peut-être pas uniquement l'impact de la STEP de Bruet (à moins que ces rejets ne soient à présent assainis).

Juste avant le Grand Fossé, un rejet est jugé incontestable par l'ASL, pollution qui n'a pas été perçue dans mon étude (à moins qu'il soit à présent assaini).

Un dernier rejet incontestable juste après le pont de Chessel est également jugé incontestable par l'ASL en 1996. Celui-ci n'a pas été l'objet de cette présente étude.

Bilan

La STEP de Bruet est classée parmi les rejets à pollution incontestable, ce qui confirme une fois de plus les conclusions de l'étude effectuée par ECOTEC en 1989.

L'étang des Communailles, le Grand Fossé, le rejet de Chessel, le canal du Bex et le bas du canal du Bex sont tous des points dont la pollution est à forte probabilité, ce qui est confirmé par mon travail, à l'exception du Grand Fossé qui ne montre aucune pollution récurrente (si ce n'est en nitrites après de fortes précipitations).

6.6.2 Comparaison des résultats du secteur aval du Grand Canal avec les maxima et minima observés en 2002 par la SESA

En 2002, le Service des eaux, sols et assainissement (SESA) de l'Etat de Vaud a réuni toutes les données chimiques concernant les cours d'eau du canton. Le tableau ci-dessous offre une

comparaison des résultats avec les données de la SESA (maximum et minimum observés pendant l'année 2002 et moyenne annuelle) à l'embouchure du Grand Canal dans le lac.

Conditions	Passerelle		SESA 2002 Embouchure		
	Temps sec ¹	Forte pluie ²	Moyenne	Minimum	Maximum
COD (Cmg/l)	-	4.92	2.49	2.00	3.25
NH₄⁺ (Nmg/l)	0.124	0.054	0.246	0.046	0.779
NO₃²⁻ (Nmg/l)	2.2	5.9	1.65	1.37	2.28
PO₄³⁻ (Pmg/l)	0.07	0.06	0.007	0.001	0.027
P tot. (mg/l)	-	-	0.045	0.023	0.101

1. 17 mars 2004

2. 14 janvier 2004

Tableau 6.2 : Comparaison des résultats du secteur aval du Grand Canal avec les maxima et minima observés en 2002 par la SESA

Observations

En période de fortes précipitations (janvier 2004), le carbone organique dissous est largement supérieure au maximum de l'année 2002. Cela peut indiquer l'exceptionnalité de l'évènement de 2004.

Les teneurs en ammonium en période de fortes précipitations sont proches du minimum observé par la SESA. Par temps sec et chaud, elles sont par contre encore assez basses au mois de mars. Il est probable que le taux d'ammonium augmente en été avec des températures de l'eau plus élevées et donc moins d'oxygène pour permettre la nitrification.

Les teneurs en nitrate en période sèche sont proches du maximum observé par la SESA. Il est probable au printemps qu'il y ait un phénomène de largage de ce sel contenu dans les sédiments. Après de fortes précipitations, la teneur observée le 14 janvier est plus du double du maximum en 2002. Cela confirme que la période de janvier 2004 était une période exceptionnellement pluvieuse provoquant certainement une montée de la nappe phréatique et une lixiviation des composés de l'azote importantes.

Les teneurs en orthophosphates en période sèche sont largement au-dessus du minimum de l'année 2002. Il est possible que même par temps sec, les quelques drains déversant de l'eau en période d'épandage des engrais aient un faible impact sur l'eau du canal soit qu'il y a un largage de ce sel depuis les sédiments. Après de fortes précipitations, la teneur est plus du double du maximum de 2002. Cela signifie que la lixiviation en phosphore était importante en janvier 2004.

Bilan

La période de janvier 2004 est exceptionnelle quant aux précipitations. Cela induit des quantités des nitrates et orthophosphates dans le canal particulièrement excessives, de même qu'une grande quantité de carbone.

Les quantités d'orthophosphates en période sèche sont considérables (mars 2004) en comparaison de l'année 2002.

L'ammonium est en quantités relativement moyennes.

6.6.3 Comparaison de deux canaux de drainage : le Grand Canal (VD) et le Canal Stockalper (VS) - secteurs aval

Il est intéressant de comparer également les résultats des paramètres chimiques du Grand Canal avec les teneurs observées dans le Canal Stockalper en rive gauche du Rhône (VS). Ces données ont été récoltées par le bureau d'ingénieurs et géomètres Georges Rey-Bellet SA (GRB) de St-Maurice – Monthey en 1999 et font partie du *Rapport technique, mesures qualitatives et quantitatives* sur le Canal Stockalper. La station de mesure se trouve à la hauteur de Port-Valais pour le canal Stockalper.

	Grand Canal (<i>passerelle</i>)		Canal Stockalper (<i>Port-Valais</i>) 1999		
	Temps sec ¹	Forte pluie ²	Mars 1999	Minimum	Maximum
TOC (mg/l)	1.6	9.5	4.9	Fin Nov. : 1.8	Mars : 4.9
DOC (Cmg/l)	-	4.92	4.3	Déc. : 1.3	Mars : 4.3
NH ₄ ⁺ (Nmg/l)	0.124	0.054	0.462	Déb. Juin : 0.09	Avril : 0.723
NO ₃ ²⁻ (Nmg/l)	2.2	5.9	1.184	Mai : 0.6	Fin nov. : 1.34
NO ₂ (Nmg/l)	0.047	0.099	0.001	Mars : 0.001	Mai : 0.09
PO ₄ ³⁻ (Pmg/l)	0.07	0.06	Mai : 0.005	Fin juin : 0.003	Nov. : 0.023
P tot. (mg/l)	-	-	0.074	Fin juin : 0.02	Avril : 0.087
MES (mg/l)	2.61	24.8	36.8	Fin juin : 2.0	Juin : 44.8
pH	7.6	7.8	7.8	Déc. : 7.5	Mai : 8.1
Température °C	10.1	7.8	7.9	Déc. : 6.8	Juillet : 13.5
Conductivité	1032	900	575	Mai : 440	Nov. : 670

1. 17 mars 2004

2. 14 janvier 2004

- : Données manquantes

Tableau 6.3 : Comparaison du Grand Canal (VD) et du Canal Stockalper (VS) – secteurs aval

Observations

Les quantités de carbone organique total sont, par temps sec similaires au Canal Stockalper. En période de fortes précipitations, ces quantités dépassent largement celles du Canal Stockalper (presque le double) : il s'agit plus précisément de carbone particulaire (le 14 janvier 2004, le carbone dissous n'est que faiblement supérieur au Canal Stockalper).

Les teneurs en ammonium observées après de fortes précipitations dans le Grand Canal sont encore plus basses que le minimum de l'année 1999 dans le Canal Stockalper. Par temps sec, il y a déjà beaucoup d'ammonium, mais la quantité du Canal Stockalper (Avril : 0.723 mg/l) est nettement plus importante.

Les teneurs en nitrite en période de fortes précipitations sont semblables au maximum observé dans le Canal Stockalper en 1999. Par contre, par temps sec, les nitrites sont toujours en quantité relativement importante dans le Grand Canal.

En comparaison du maximum observé dans le Canal Stockalper, de même que dans le Grand Canal en 2002 (SESA), les teneurs en nitrates par fortes précipitations sont extrêmement élevés en janvier 2004 : le maximum atteint dans le Canal Stockalper est seulement de 1.34 mg/l en fin novembre de l'année 1999 pour 5.9 mg/l en janvier 2004. Cela confirme **l'exceptionnalité de l'évènement pluvieux de janvier 2004**. Le maximum observé en période automnale dans le Canal Stockalper laisse penser que **le facteur précipitation est plus significatif que les activités anthropiques printanières quant à l'apport excessif de nutriments dans les canaux de drainage**. En période sèche (17 mars) les quantités de nitrates sont toujours plus importantes dans le Grand Canal que dans le Canal Stockalper.

Il est intéressant de constater que les teneurs maximales en nitrite et ammonium sont observées dans le Canal Stockalper au printemps (avril et mai), tandis que les nitrates apparaissent en excès en novembre (certainement après des pluies automnales). Dans le Grand Canal, les maxima en nitrates et nitrites apparaissent après de fortes précipitations tandis qu'en période sèche, printanière mais avancée (mars seulement) les nitrites sont en quantité moyenne de même que l'ammonium. Cela laisse supposer **qu'en période printanière plus tardive (soleil et haute température) et pas seulement après trois jours de période sèche, les taux en nitrite et ammonium pourraient augmenter dans le Grand Canal**.

La quantité d'orthophosphates calculée à la passerelle du Grand Canal après de fortes pluies est presque trois fois supérieure au maximum du Canal Stockalper en 1999. En période sèche, la teneur est toujours beaucoup plus élevée dans le Grand Canal (partie aval seulement) que dans le Canal Stockalper. Cela confirme que **la partie aval du Grand Canal reçoit un apport en phosphore conséquent par tous les temps**.

Bilan

De manière générale, le Grand Canal accuse de plus fortes quantités de nitrates et de phosphore que le Canal Stockalper. Les nitrites et l'ammonium sont par contre en quantité moyenne dans le Grand Canal pour les périodes étudiées.

Le carbone organique total est en plus forte quantité dans le Grand Canal, après de fortes précipitations.

6.6.4 Comparaison d'un canal de drainage (Grand Canal), d'un torrent de montagne (Grande Eau), d'une rivière de campagne (La Broye) et d'une place de compostage

Conditions	Le Grand Canal		La Grande Eau		La Broye		Compostage
	Sec ¹	Pluie ²	Min.	Max.	Min.	Max.	Moyenne
DOC (Cmg/l)	-	4.92	1.23	2.63	2.20	8.09	61 - 128
NH ₄ ⁺ (Nmg/l)	0.124	0.054	0.005	0.207	0.015	0.325	2.09 – 10.3
NO ₂ ⁻ (Nmg/l)	0.047	0.099	-	-	-	-	> 0.3
NO ₃ ⁻² (Nmg/l)	2.2	5.9	0.35	0.69	1.95	5.39	0.86 – 3.84
PO ₄ ³⁻ (Nmg/l)	0.07	0.06	0.004	0.042	0.005	0.058	0.54 – 0.93

1. 17 mars 2004 2. 14 janvier 2004

Tableau 6.4 : Comparaison de différents milieux aquatiques (Données de La Grande Eau et de La Broye: SESA, 2002. Données de la place de compostage : Ducommun, G., 1998.)

Note : les résultats pour le Grand Canal sont ceux de la station passerelle ; pour la Grande Eau à Aigle ; pour la Broye à Dommartin ; la place de compostage est celle de la Coulette, sur la commune de Belmont (VD).

Le tableau ci-dessus offre une comparaison des nutriments en différents milieux écologiques. La Grande Eau a des valeurs typiques d'un torrent de montagne. Elle se situe en rive droite de la basse plaine du Rhône, prend sa source au-dessus des Diablerets, passe par Aigle et rejoint le Lac Léman à la hauteur de Villeneuve.

La Broye est une rivière du plateau vaudois traversant un paysage de campagne, à savoir des forêts, des pâturages, et dont le bassin versant est fortement agricole.

La place de compostage de la Coulette se trouve au-dessus de Belmont. Les résultats proviennent d'eau de ruissellement sortant de la place de compostage à deux endroits différents : ceux-ci donnent donc une fourchette de valeurs. Ils ne sont cependant pas discutés et ne figurent ici que pour donner un ordre d'idée.

Observations

Les teneurs en ammonium observées dans le Grand Canal sont des résultats moyens pour une période sèche (mars), qui sont bien inférieures aux teneurs maximales de La Grande Eau ou de la Broye.

Par fortes pluies, les teneurs en nitrates sont légèrement supérieures dans le Grand Canal que le maximum dans un cours d'eau de campagne comme la Broye. Cependant ces valeurs élevées pour des cours d'eaux en terres fertiles donnent un contraste avec les faibles concentrations d'un torrent de montagne comme la Grande Eau. Les teneurs par temps sec dans le Grand Canal sont encore légèrement supérieures au minimum observé pour la Broye.

Par fortes pluies, les teneurs en orthophosphates sont semblables entre le Grand Canal et les maxima de la Broye. Les maxima de la Grande Eau sont un tiers inférieurs. En période sèche, les quantités d'orthophosphates dans le Grand Canal sont toujours importantes, et largement

supérieures aux minima observés dans la Grande Eau et La Broye (près de 10 fois supérieures).

Bilan

Le Grand Canal contient des éléments nutritifs en quantité semblables, mais légèrement supérieures à une rivière de campagne telle La Broye, en ce qui concerne les nitrates et les orthophosphates.

Par temps sec, les quantités d'orthophosphates sont cependant toujours spécialement élevées dans le Grand Canal.

L'ammonium dans le Grand Canal présente des teneurs très moyennes.

PARTIE VII

Conclusions et perspectives

En guise de conclusion, il s'agit de relever une dernière fois, de manière plus générale, quels sont les problèmes actuels relatifs à l'eutrophisation du Grand Canal. Comme nous l'avons vu dans les deux parties précédentes, le Grand Canal est sujet à une forte pollution due aux apports en sels nutritifs de part et d'autre de son trajet dans la plaine agricole et dont les origines sont différentes (STEP, terres agricoles, étang et rejets non-identifiés).

Premièrement, deux secteurs du Grand Canal sont à mettre en évidence quant à leur fréquente voire continue pollution :

- Il s'agit du secteur aval à la **STEP de Bruet (secteur B)**, après de fortes précipitations pour les teneurs en nitrate et nitrites, et en période sèche, de façon plus inquiétante, pour les teneurs en ammonium et en nitrites : cela présente une forte toxicité pour les poissons et participe fortement à l'eutrophisation du canal. Si une dénitrification plus efficace n'est pas possible au niveau de la STEP, il s'agirait dès lors de dévier le rejet de la station d'épuration de Bruet vers un autre milieu récepteur, par exemple le Rhône. Messieurs Perfetta, Pilotto et Durand avaient déjà proposé cette solution en 1989 (ECOTEC) : le facteur de dilution étant important dans le Rhône, l'eau plus froide et mieux oxygénée, l'autoépuration de la charge organique devrait s'effectuer et la biologie du Rhône ne devrait pas en être perturbée. Comme il est également indiqué dans ce rapport, les rejets en provenance de la STEP de Bruet sont disproportionnés par rapport au milieu récepteur (l'écoulement laminaire, le faible débit et la nature canalisée des berges du Grand Canal ne permettent pas une autoépuration suffisante de ses eaux). L'amélioration du rendement au niveau de la STEP n'impliquerait donc probablement pas d'amélioration dans le Grand Canal (ECOTEC, 1989).
- La partie aval du Grand Canal (**secteur E**) récolte les quantités abondantes de matières en suspension et carbone organique drainés lors de fortes précipitations. Etant donné l'exceptionnalité de l'évènement de janvier 2004, ce fait ne devrait pas causer préjudice à la faune du cours d'eau à long terme. Plus inquiétantes sont les teneurs en nitrite et ammonium observées à la station Après Noville (secteur E₁), en ce qui concerne la toxicité pour les poissons, plus particulièrement par temps sec et chaud. Afin de remédier à ce danger, il faudrait assainir le **canal du Bex** et le petit canal

latéral (**bas du canal du Bex**) qui présentent une eutrophisation, voire une hypertrophisation inacceptables. Dans cette perspective, déterminer la source des rejets se vidant dans le canal du Bex aiderait peut-être à diminuer cette pollution (dans le cas où il s'agit d'un mauvais raccordement du réseau séparatif des eaux usées). Il faudrait, de plus, ôter les déchets (sacs poubelles) qui couvrent le fond du canal du Bex.

De plus, certains rejets participent également à cette pollution et méritent d'être contrôlés :

- Le **rejet de Chessel** mérite également d'être contrôlé. Non pas qu'il présente une pollution indubitable pour le Grand Canal, mais la présence de déchets hygiéniques prouve qu'il y a un mauvais raccordement dans le réseau séparatif des eaux usées. De plus, les résultats soulignent une source différente que le seul drainage des terres (matières en suspension, carbone organique particulaire et phosphore en excès anormal).
- L'**étang des Communailles** est également une source de pollution. Celle-ci est cependant minime en comparaison de la STEP de Bruet, des drains ou du canal du Bex. Un rendement maximal à la STEP d'Yvorne permettrait toutefois de limiter l'eutrophisation de l'étang, qui risque de s'accroître au fil des années. Il n'est pas exclu que cet étang ne devienne réellement une source inquiétante de pollution dans quelques années, le milieu étant quasiment fermé (le seul exutoire est le Grand Canal) et toujours sous l'influence des apports réguliers en nutriments de la STEP.

En ce qui concerne la pollution diffuse d'origine agricole, celle-ci est certes conséquente et plus marquée dans les secteurs aval du Grand Canal (C, D, E). Il est toutefois inutile de donner d'autres recommandations, si ce n'est de respecter les règles de fumure PER établies dans le *Suisse-Bilanz* et d'épandre la fumure en fonction des conditions météorologiques. Dans une plaine agricole où la mise en culture nécessite l'application d'engrais (minéraux ou de ferme), il est toutefois inévitable que le processus d'eutrophisation soit un problème rencontré.

- Parmi les drains I à VI, une seule pollution peut être rapidement diminuée en agissant à sa source : il s'agit du **drain V**. Si l'abreuvoir à bétail était placé à l'autre bout du champ, les bovins piétineraient la terre à un autre endroit et il n'y aurait pas autant de particules en suspension, de carbone, nitrites et ammonium lessivés dans le petit canal à ciel ouvert.

Il s'agit finalement de donner quelques solutions d'intérêt général :

- le **boisement des berges** du Grand Canal pourrait être un facteur limitant de l'eutrophisation, dans le sens qu'un couvert végétal diminuerait l'infiltration de la lumière. Cela pourrait limiter le développement des macrophytes et participer à l'augmentation de l'oxygène.
- **Apporter de l'eau plus oxygénée dans le Grand Canal par l'intermédiaire de la Grande Eau** est une solution déjà mise en pratique. Celle-ci avait été envisagée en 1989 (ECOTEC). Cependant, la vanne laissant entrer l'eau de la Grande Eau dans le Grand Canal a été ouverte tardivement cette année (début juin) en raison de la fonte

tardive de la neige (La Grande Eau est chargée en sédiments et il est important de ne pas charger le Grand Canal de matières en suspension).

Au terme de cette étude, il me reste à souhaiter que les conclusions et perspectives soulevées conduiront à des solutions d'intérêt général et communautaire, les hypothèses soulevées nécessitant probablement un contrôle et des actions d'assainissement de la part des services de l'environnement du canton de Vaud.

ANNEXES

ANNEXES A : Terrain d'étude (III)

ANNEXES B : Méthodes (IV)

ANNEXES C : Résultats (V)

ANNEXES D : Synthèse (VI)

ANNEXES A

Terrain d'étude

- **Carte 1 : Situation géographique**

Carte topographique du Chablais avec sites d'échantillonnage dans le Grand Canal, aspects divers de son environnement construit et kilométrage du Rhône

(Carte nationale de la Suisse au 1 :50'000, *Rochers de Naye 262*, Ed.2003, Swisstopo, et Carte nationale de la Suisse au 1 :50'000, *St-Maurice 272*, Ed.2002, Swisstopo)

Légende de la carte 1 :

EN NOIR :

1 – 25 : numérotation de l'amont à l'aval du Grand Canal, avec :

- chiffres entourés : stations de prélèvement dans le Grand Canal
- chiffres non-entourés : stations de prélèvement dans un rejet, drain ou canal latéral

1. St-Triphon	14. Drain III
2. Bruet (STEP)	15. Drain IV
3. Ferme St-Triphon	16. Rejet Chessel
4. Tamoil	17. Chessel pont
5. Après Grande Eau	18. Drain V
6. Drain I	19. Drain VI
7. STEP Yvorne	20. Noville pont
8. Communailles étang	21. Canal du Bex
9. Communailles canal	22. Bas du canal du Bex
10. Drain II	23. Après Noville

- 11. Avant Grand Fossé
- 12. Grand Fossé
- 13. Après Grand Fossé

- 24. Passerelle
- 25. Lac

EN ROUGE : Aspects divers de l'environnement construit du Grand Canal

- A. STEP de Bruet, Ollon
- B. Industrie Tamoil
- C. STEP d'Aigle

- D. Grande Eau
- E. STEP d'Yvorne
- F. Déchetterie communale de Noville

EN VERT : Kilométrage le long du Rhône depuis le lac Léman

- **Carte 2**

Carte géologique de la plaine du Rhône entre le Léman et St-Maurice, d'après un levé de M. Godel

(**Freymond, P., 1971**, *Les dépôts quaternaires de la plaine du Rhône entre St-Maurice et le Léman, d'après les résultats des sondages d'étude de l'autoroute et de l'aménagement hydroélectrique du Bas-Rhône*, in Bulletin de la Société vaudois des Sciences naturelles, vol.71, fasc.1, 1971)

- **Cartes 3 à 8**

Cartes hydrogéologiques du Palier 10 – Les Evouettes

(**Bertrand, J., juin 1986**, *Palier 10 – Les Evouettes, étude hydrogéologique : rapport sur l'état de la nappe d'eau souterraine après trois années d'étude (1983-1985). Evaluation des impacts d'un barrage sur la nappe et recommandations*. Travail effectué pour Hydro-Rhône SA, Archives EOS)

Carte 3 : Carte des potentiels de la nappe. 1985 - Hautes eaux : 2-3 juillet

Carte 4 : Carte des potentiels de la nappe. 1984 - Basses eaux : 29-30 octobre

Carte 5 : Carte de la profondeur de la surface piézométrique. 1985 – Hautes eaux : 2-3 juillet

Carte 6 : Carte de la profondeur de la surface piézométrique. 1984-Basses eaux : 29-30 octobre

Carte 7 : Carte d'isovaleurs des nitrates (mg/l). Basses eaux : 10-17 décembre 1985

Carte 8 : Carte d'isovaleurs des sulfates (mg/l). Basses eaux : 10-17 décembre 1985

ANNEXES B

Méthodes

Matériel de terrain

Voici une liste du matériel de terrain et de l'utilisation respective de chaque outil :

- ✓ 50 bouteilles en PET (polyéthylène) de 250 ml chacune ➡ récolter l'eau pour la filtration et les analyses chimiques avec les tests en tube Merck (PO_4^{3-} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , SO_4^{3-} et HCO_3^-)
- ✓ 25 bouteilles en PET de 500 ml chacune ➡ récolter l'eau pour la filtration des matières en suspension, leur pondération et la mesure du carbone particulaire
- ✓ bouteilles en PET supplémentaires ➡ récolter une plus grande quantité d'eau à filtrer dans les cas où elle paraît très claire
- ✓ 25 bouteilles en verre de 1,25 litre chacune ➡ récolter l'eau pour la mesure de chlorophylle, de carbone dissous, de turbidité FTU et de transparence
- ✓ Conductivimètre de type LF/ 320 SET ➡ mesurer la conductivité, la salinité et TDS
- ✓ Oxymètre de type Oxi 330/ SET ➡ mesurer l'oxygène, le taux de saturation et la température de l'eau
- ✓ Kit de mesure colorimétrique pH- Test Merck et pot de vidange ➡
- ✓ Sceau, corde et entonnoir ➡ récolter l'eau dans le courant et verser dans les bouteilles
- ✓ Mètre droit ➡ mesurer les hauteurs d'eau dans la partie amont
- ✓ Mètre dérouleur ➡ mesurer le débit
- ✓ Perche de 3 mètres ➡ mesurer la profondeur depuis les ponts
- ✓ Bout de bois long d'env. 40 cm ➡ mesurer le débit
- ✓ Appareil photo numérique ➡ photographier les spots intéressants

- ✓ Couverture sombre ➡ afin de protéger les bouteilles en verre de la lumière
- ✓ Carnet de terrain ➡ noter les observations et les résultats

Note : les bouteilles sont étiquetées à l'avance selon le nom de la station d'échantillonnage et la date, de sorte à ne pas perdre de temps pendant la campagne de terrain. Les appareils électriques tels l'oxymètre et le conductivimètre sont également préparés à l'avance : il faut vérifier le calibrage de l'appareil et le calibrer si nécessaire.

ANNEXES C

Résultats

- **Journée du 27 novembre 2003 - temps faiblement pluvieux**
Résultats bruts (tableaux 1.1 – 1.3)
Histogrammes (figures 1.1 – 1.7)
- **Journée du 14 janvier 2004 - après de fortes précipitations**
Résultats bruts (tableaux 2.1 – 2.5)
Histogrammes (figures 2.1 – 2.15)
Corrélations (figures 2.16 – 2.21)
- **Journée du 17 mars 2004 - temps sec, chaud et ensoleillé**
Résultats bruts (tableaux 3.1 – 3.5)
Histogrammes (figures 3.1 – 3.15)
Corrélations (figures 3.16 – 3.20)
- **Journée du 25 mai 2004 - temps sec, chaud, et ensoleillé**
Résultats bruts (tableaux 4.1- 4.2)
Histogramme (figure 4.1)
Algues et macrophytes du Grand Canal
- **Comparaison des journées d'échantillonnage :**
Histogrammes supplémentaires (figures 5.1 – 5.6)

Algues et macrophytes du Grand Canal

Voici les principales espèces de plantes aquatiques et algues reconnues dans le Grand Canal (Aspect : Lauber & Wagner, 2000 ; Milieu : Agence de l'Eau, 2002). Les photos (Cornaz) ont été prises en juin, peu après le ramassage des algues, à l'exception de la Cardamine amère (Lauber & Wagner, 2000).

Plantes aquatiques



Cardamine amara (*Cardamine amère*)

Hauteur : 10-60 cm, Tige dressée ou ascendante, feuilles pennées, 4 à 10 paires de folioles et foliole terminale plus grande. Pétales blancs, rarement un peu rougeâtres, longs de 5-10 mm. Pédicelle étalé-dressé.

Milieu : fossés, ruisseaux.



Groenlandia densa (*Groenlandia serré* ou *Potamot dense*)

Tige rameuse, atteignant 50 cm de long, densément feuillée. Feuilles opposées, nombreuses, longues de 1-2-4 cm, ovales à lancéolées, denticulées à entières, sessiles, embrassantes. Inflorescence à 1-3 fleurs. Plantes aquatiques submergées, ancrées dans la vase.

Milieu : eaux stagnantes ou courantes, peu profondes, mésotrophes à faiblement eutrophes, calciques.



Elodea canadensis (*Elodée du Canada*)

Plante vivace, submergée, formant des peuplements denses, à tiges régulièrement feuillées, longues de 30 à 300 cm. Feuilles verticillées par 3, sessiles. Fleurs larges d'env. 5 mm (présentes seulement lors d'été très chaud), émergentes sur pédicelle long de 2-15 cm. Espèce introduite et naturalisée de plus en plus rare.

Milieu : eaux tranquilles ou stagnantes, méso-eutrophes à eutrophes, parfois chargées en sels minéraux, souvent en compagnie de Potamogetonacées.



Hippuris vulgaris (*Pesse vulgaire*)

Hauteur : 20-80 cm. Tige simple se dressant hors de l'eau ou flottante, longue de plus de 1m. Feuilles en verticilles de 8-12, linéaires, larges d'env. 1mm. Fleurs peu apparentes, axillaires, sans corolle.

Milieu : Eaux tranquilles ou lentes atteignant 2m de profondeur.



Callitriche stagnalis (*Etoile d'eau des étangs*) Petite plante aquatique monoïque, tige filliforme, à feuilles submergées inférieures opposées, linéaires, rosettes terminales flottantes elliptiques à suborbiculaires. Fruit brun pâle, suborbiculaire, 1,5-2mm diamètre. Milieu : eaux tranquilles ou stagnantes, oligo-mésotrophes à eutrophes, acides, pauvres en calcaire, riches en sels minéraux, rives vaseuses. Substrat : sablonneux.



Nasturtium officinale (*Cresson d'eau*) Hauteur : 30-90 cm. Tige rameuse, 1 à 4 paires de folioles et grand lobe terminal suborbiculaire, fleurs blanches, pétales longs. Milieu : eaux courantes, oligotrophes à méso-eutrophes, sur substrat calcaire, espèce synonyme d'eau non polluée. Fossés, ruisseaux.



Lemna minuta (*Lentille d'eau minuscule*) (Agence de l'eau, 2002) Taille de 1,5 à 3 mm, lentille verte à une seule nervure, face supérieure carénée. Milieu : eaux stagnantes, eutrophes.

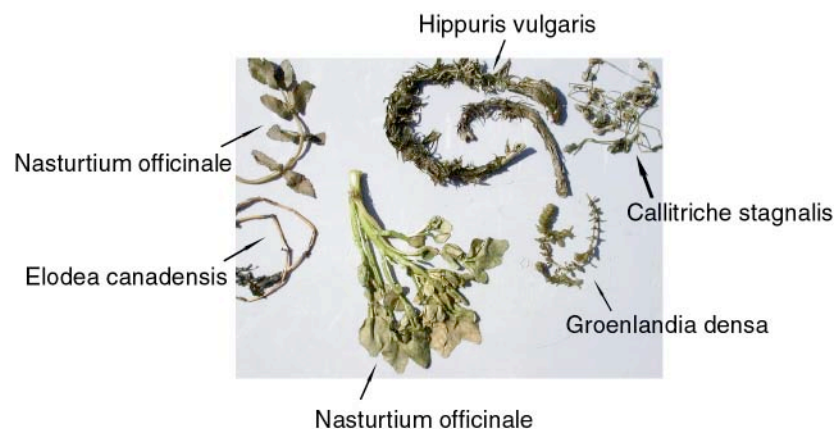


Photo 4.1 : Principales macrophytes colonisant le Grand Canal

Algues colonisant le Grand Canal

Les données recueillies dans ce chapitre proviennent principalement de Rodriguez, S. & Vergon, J.-P. Les photos (Cornaz) ont été prises en juin, peu après le ramassage des algues.

Batrachospermum

Arbuscules monoliformes rappelant une ponte de grenouille. Brun-rouge, vert-olive, vert-jaune. Odeur non-caractéristique. Toucher gélatineux, très gluant.

Ecologie : sciaphile (tolérante à de fortes intensités lumineuses intermittentes). Rarement rencontrées à des températures > 20 °C.

Milieu : eaux faiblement courantes (ruisseaux, fontaines) à vives, parfois en eaux stagnantes (étangs), mésotrophes à méso-eutrophes. Substrat : galets, pierres, sables, bois, bryophytes.

Vaucheria

Aspect : coussinet ou natte (fort courant). Fixé par des crampons. Vert clair au centre – vert foncé à la périphérie. Long de 10 – 30 cm. Odeur non caractéristique. Toucher soyeux.

Ecologie : fréquente dans les eaux alimentées par une résurgence. Genre également rencontré en eaux saumâtres et marines.

Milieu : eaux à vitesse inf. à 60 cm/s, stagnantes à faiblement courantes, mésotrophes à eutrophes, hauteur d'eau < 70 cm.

Substrats : pierres, galets, sables, vases, bryophytes.

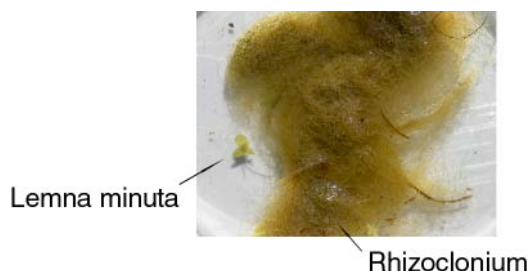


Cladophora

Aspect : longs filaments en quenouille. Vert, peut atteindre plusieurs mètres de longueur. Odeur non caractéristique. Toucher rêche. Filament fixé dans son jeune âge puis flottant librement.

Ecologie : Genre renfermant également de nombreuses espèces marines. Développement favorisé par de fortes intensités lumineuses. Caractéristique des eaux dures ($7 < \text{pH} < 10$). Température de croissance de 10 à 30 °C, optimale entre 20 et 25 °C. Croissance maximale obtenue en culture : Nitrates = 0.95 mg/l, Phosphates = 2,5 mg/l.

Milieu : aussi bien en courant rapide (fortement ramifiée) qu'en courant plus lent (peu ramifiée), mésotrophe à eutrophe, calciques, 40 cm de profondeur. Substrats : pierres, galets, blocs, dalles.



Rhizoclonium

Aspect : longs et fins filaments en quenouille, vert clair à vert, longs jusqu'à 80 cm, odeur non caractéristique, toucher légèrement rêche à rêche.

Ecologie : eaux courantes et stagnantes. 0 à 30 cm de profondeur, vitesse d'eau de 10 à 80 cm/s. Substrats : pierres, dalles, bryophytes.

Chara

Aspect : plante régulièrement verticillée. Vert, vert foncé, long de 5 -35 – 60 cm. Odeur caractéristique, toucher rugueux. Incrustation fréquente de calcaire rendant la plante cassante.

Ecologie : eaux stagnantes ou faiblement courantes. Eaux douces et saumâtres. Profondeur de quelques centimètres à plusieurs mètres. Substrats : limons sableux, vases, graviers.

Ulothrix

Aspect : petits filaments, couleur vert-clair, vert, vert brillant, long de 5 – 10 – 15 cm, odeur non caractéristique, toucher doux à visqueux.

Ecologie : eaux stagnantes, eutrophes, polluées en matières minérales (phosphates, nitrates) et en matières organiques. Préfère les températures < 15 °C. Température de croissance optimale en culture : 5 à 10 °C, production de spores possible à 0°C. Profondeur : 0 – 20 cm.

Substrats : graviers, pierres, galets, blocs.

Diatoma

Aspect : masse floconneuse, brun, longueur variable, dépendante de la hauteur d'eau, odeur non caractéristique, toucher doux.

Ecologie : accidentellement planctonique, abondante dans les cours d'eau et les étangs. Faciès lentique. Substrat : macrophytes, algues (*Cladophora*, *Monostroma*), objets flottants, pierres, galets.

ANNEXES D

Synthèse

- *Cartes 1 à 5 :*
Cartes d'évaluation par secteur : NUTRIMENTS

1 : NITRATES
2 : NITRITES
3 : AMMONIUM
4 : ORTHOPHOSPHATES
5 : SULFATES

- *Carte 6 :*
MATIERES EN SUSPENSION, CARBONE ORGANIQUE
TOTAL, OXYGENE

Légende des secteurs (cartes 1 à 6):

A: Secteur Amont

St-Triphon

B : Secteur Aval de la STEP de Bruet

B₁: secteur aval de la STEP de Bruet : *ferme St-Triphon*

B₂: secteur aval de la STEP de Bruet : *Tamoil*

B₃: secteur aval de la STEP de Bruet : *Après Grande Eau*

C : Après Grande Eau - Chessel

C₁: secteur aval de l'étang des Communailles: *Communailles GC*

C₂: secteur aval de l'étang des Communailles : *Avant Grand Fossé*

C₃: secteur aval du Grand Fossé: *Après Grand Fossé*

D : Chessel - Noville

D₁: *Chessel pont*

D₂: *Noville pont*

E : Noville - Lac

E₁: secteur aval du canal du Bex: *Après Noville*

E₂: secteur aval du canal du Bex : *passerelle*

E₃ : dernière station : *GC - Lac*

Bibliographie

ACTES DU COLLOQUE PLURIDISCIPLINAIRE, 1999, *Découvrir le Léman, 100 ans après François-Alphonse Forel*, Musée du Léman, Editions Slakatine, Genève.

AGENCE DE L'EAU, 2002, *Guide pratique de détermination des plantes aquatiques à l'état végétatif du bassin Artois-Picardie*.

Badoux, H., 1989, *Histoire de la cluse du Rhône entre Martigny et le Léman*, Bull.de la Murithienne, 107/1989.

Baril, P., 1991, *Erodabilité des sols et érodabilité des terres : application au plateau vaudois*. Thèse de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Barry, D. B : & Kitsopoulos, A., 2003, *Modifications anthropiques dans la plaine du Rhône (Collombey – villeneuve) de 1850 à 2002*, IGUL, Lausanne.

Bertrand, J., juin 1986, *Palier 10 – Les Evouettes, étude hydrogéologique : rapport sur l'état de la nappe d'eau souterraine après trois années d'étude (1983-1985). Evaluation des impacts d'un barrage sur la nappe et recommandations*. Travail effectué pour Hydro-Rhône SA, Archives EOS.

Besson, O., Marchant, R., Pugin, A., Rouiller, J.-D., 1993, *Campagne de sismique – réflexion dans la vallée du Rhône entre Sion et St-Maurice : perspectives d'exploitation géothermique des dépôts torrentiels sous-glaciaires*, in *Chyn*, Bull.n°12, Ed. P. Lang.

CAM, 2004, *AN-1 : Coulométrie, Mode d'emploi*, UNIL.

CAM, 2004, *PR-8 : Alcalinité, Mode d'emploi*, UNIL.

CIPEL, 1989, *Une menace pour le Léman : les pollutions d'origine diffuse*, Lausanne.

Commission géologique Suisse, 1960, *Feuille géologique n° 1284 Monthey et notice explicative*, in *Atlas géologique de la Suisse*, levé géologique par H. Badoux, R. Chessex, A. Jeannet, M. Lugeon, et F.Rivier, au 1 : 25'000.

Commission géologique Suisse, 1965, *Feuille géologique n° 1264 Montreux et notice explicative*, in *Atlas géologique de la Suisse*, levé géologique par H. Badoux au 1 : 25'000.

Commune d'Ollon, 1973, *Station d'épuration de Bruet*.

CRSFR, 1992, *Protocole d'échantillonnage et de mesures des eaux*, Sion.

De Montmollin, G., février 2000, *Revitalisation du Vieux Rhône entre la Porte su Scex et le Léman, rapport technique, partie A*, EPFL & LCH.

De Montmollin, G., février 2000, *Revitalisation du Vieux Rhône entre la Porte su Scex et le Léman, rapport technique, partie B*, EPFL & LCH.

Département de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire et Service de la Protection de l'Environnement, 1997, *Tout savoir sur la protection des eaux*, Sion.

Département des travaux publics, Service de eaux, (VD), fiche pour *Entretien des ouvrages d'endiguement*, et profil en long du Grand Canal de la plaine du Rhône, renseignements fournis par la SESA, secteur III, Aigle.

DFI (Département Fédéral de l'Intérieur), 1964, *La correction du Rhône en amont du lac Léman*, Publication du Service fédéral des routes et des digues, Berne.

DFI (Département Fédéral de l'Intérieur), 1983, Directives concernant l'analyse des eaux usées et des eaux de surface.

Drever, 1982, *The geochemistry of natural waters*, Ed. Prentice Hall, USA.

Dussart, 1996, Limnologie.

EAWAG, 2001, *Evaluation et gestion des eaux*, Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux.

ECOTEC, 1989, *Baisse du rendement de la pêche dans le Grand Canal*, rapport de synthèse, Genève, juillet 1989.

ETEC, 1992, *Canal Stockalper, Expertise hydrobiologique, Qualité des eaux de la plaine de Monthey*, Sion.

European Communities, 2002, *Eutrophication and Health*, Office for Official Publications of the European Communities.

Fellrath, M., 1980, *La rivière milieu vivant*, Ed. Atlas visuels Payot, Lausanne.

Freymond, P., 1971, *Les dépôts quaternaires de la vallée du Rhône entre St-Maurice et le Léman, d'après les résultats des sondages d'étude de l'autoroute et de l'aménagement hydroélectrique du Bas-Rhône*, in *Bulletin de la Société vaudois des Sciences naturelles*, Vol.71, Fasc.1.

G.Rey-Bellet SA, 2001, *Rapport technique, SPE, Canal Stockalper*, St-Maurice-Monthey.

Gentizon, C., 2003, *Analyse et évaluation de l'utilité des réserves naturelles en Suisse*, UNIL, IGUL, Lausanne.

Hach, 1989, *Spectrophotometer Handbook*, Ed. Hach Compagny.

Henensal, P., 1986, *L'érosion externe des sols par l'eau, approche quantitative et mécanismes*. Laboratoire central des Ponts et Chaussées, France.

Institut de géographie de l'Université de Berne, 1992, *Atlas hydrologique de la Suisse*, Ed. Service hydrologique et géologique national, Office fédéral de la topographie, Berne.

Institut Suisse de météorologie, 2000, *Atlas climatologique de la Suisse*, Office fédéral de la topographie, Berne.

Keith & Allardi, 2001, *Atlas des poissons d'eau douce de France*.

Krapf, M., 2001, *Impacts de l'agriculture moderne sur la qualité biologique des rivières vaudoises*, IGUL, Mémoire de Licence, Lausanne.

Lachavanne, J.-B. & Wattenhoffer, R., 1975, *Les Macrophytes du Léman*, CIPEL, Genève.

Lachavanne, J.-B. et al., 1976 - 1985, *Etude chorologique et écologique des macrophytes des lacs suisses en fonction de leur altitude et de leur niveau trophique, rapport final*, Université de Genève.

Lacroix, G., 1991, *Lacs et rivières milieux vivants*, Ed. Bordas.

Lauber, K. & Wagner, G., 2000, *Flora Helvetica*, 2^{ème} édition, Haupt, Berne.

Leité, L.A., 1990, *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole*. Mémoire de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. CERGRENE. 341 p.

Loizeau, J.-L. & Dominik J., 2000, *Evolution of the Upper Rhone River discharge and suspended sediment load during the last 80 years and some implications for Lake Geneva*, in *Aquatic Sciences*, Basel.

Lorenzen, C.J., 1967, *Determination of chlorophyll and phéo-pigments: spectrophotometric equations*. *Limnology and Oceanography*, 12, 343.

Mariétan, I., 1953, *Le Rhône : la lutte contre l'eau en Valais*, Ed. du Griffon, Neuchâtel.

Marthaler, 1998, *Le Cervin est-il africain ?*, UNIL, Lausanne.

Mathieu, R., 1995, *Biologie Campbell*, Ed. Renouveau Pédagogique, Québec.

Mauch, C. et al., 2000, *Screening historique des régimes institutionnels de la ressource EAU*, IDHEAP/ETHZ, 2000 : 53.

Merck, 1997, *Différents Modes d'emploi*.

OFAG & OFEFP, juillet 1994, *Instructions pratiques pour la protection des eaux dans l'agriculture (concernant les engrais de ferme)*, Berne.

OFEFP, 1995, *Données sur la protection des eaux en Suisse*, Doc. Environnement n°22, Protection des eaux, Berne.

- OFS, 2002**, *Environnement suisse, statistiques et analyses*, Ed. OFS, Neuchâtel.
- Perkin-Elmer GmbH, 1992**, *Lambda 2 UV/VIS Spectrometer, User Documentation*, Germany.
- Reynard, E., Thorens, A., & Mauch, C., 2001**, *Développement historique des régimes institutionnels de l'eau en Suisse entre 1870 et 2000*, in *Régimes institutionnels de ressources naturelles*, IDHEAP, 2001.
- Richard, M., 1995**, *BIOLOGIE CAMPBELL*, adaptation et révision scientifique de Richard Mathieu, Ed. Renouveau Pédagogique, St-Laurent, Québec.
- Rodriguez, S. & Vergon, J.-P., 1995**, *Guide pratique de détermination générique des algues macroscopiques d'eau douce*, MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT.
- Rouessac, F. & Rouessac, A., 1995**, *Analyse chimique, Méthodes et techniques instrumentales modernes*, Ed. Dunod.
- Schoeneich, P., 1998**, *Le retrait glaciaire dans les vallées des Ormonts, de l'Hongrin et de l'Etivaz (Préalpes vaudoises)*, Travaux et recherches n°14, IGUL, Lausanne.
- Schoeneich, P., 2004**, *Une relation conflictuelle avec l'eau*, in *Noville –Rennaz*, Ed. Communes de Noville et de Rennaz, 2004.
- SEPE, 1996**, *Stations d'épuration, Bilans 1995*, Epalinges.
- Service des routes et cours d'eau, 2001**, *Bulletin d'information sur la troisième correction du Rhône*, n°1, Canton du Valais.
- SESA, 2002**, *Rivières vaudoises 2002 : traitement statistique simple*, Lausanne.
- Sigg, Laura, et all., 1992**, *Chimie des milieux aquatiques*, Ed. Masson, Paris.
- SPE & laboratoire cantonal du Valais, 1997**, *Etude du réseau de drainage de la plaine de Vionnaz*.
- Stauffer, M., 1994**, *Système d'information géographique et télédétection comme outils de compréhension et de gestion de l'environnement : exemple de leur application à l'estimation du potentiel pollutif diffus des zones agricoles du bassin versant du Léman*, Genève.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., 1968**, *A practical handbook of seawater analysis*, in *Bull. Fish. Res. Bd Canada*.
- Tardat-Henry, 1992**, *Chimie des eaux*, Ed. Le Griffon d'argile, Québec.
- Toutart & Matignon, 1995**, *Notice d'utilisation, TOC 5000/5050*, Vitry sur Seine Cédex France.
- Viani, J.-P., 1986**, *Contribution à l'étude expérimentale de l'érosion hydrique*. Thèse. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. Dpt. de Génie Rural. Suisse.

Watts, 1971, *Principles of biogeography, An introduction to the functional mechanisms of ecosystems*, McGraw-Hill Publishing Company Limited, England.

Sites internet :

<http://www.efma.org/introduction/section01.asp>, de EFMA, European Fertilizer Manufacturers Association, Bruxelles, Belgique, 1997.

http://www.gsa.bve.be.ch/gbl/pdf/gewaesserbericht/1_1-ChemPhysWasserqualitaet.pdf

<http://meteosuisse.ch>

Directive 91/676/EEC :

<http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-nitrates/directiv.html>

Merci...

Un grand merci premièrement à mes professeurs de mémoire, Messieurs Emmanuel Reynard et Hans-Rudolf Pfeifer qui m'ont suivi pendant ces huit mois de travail, m'ont conseillé maintes fois et ont relu et corrigé les manuscrits.

Un merci notamment à Jean-Louis Annex, garde-pêche du Grand Canal, qui m'a donné de précieux conseils et sans qui mon travail aurait pris une toute autre direction.

Merci à Mélissa et Jean-Claude pour leur soutien précieux dans la recherche de matériel pour mes analyses, et leur patience quant à mes nombreuses questions interminables...

Merci à Arielle Cordonnier qui a consacré beaucoup de temps à me seconder dans les analyses de chlorophylle au laboratoire du Service de l'écologie des eaux à Genève, m'a informé sur toute la partie biologique et m'a aidé à reconnaître de nombreuses espèces d'algues et de macrophytes.

Merci également à Jean Perfetta pour la reconnaissance des algues et macrophytes.

Et merci à toute l'équipe du Service de l'écologie des eaux (DIAE) de Genève pour leur sympathie, accueil et cafés...

Merci à Philippe Arpagaus à l'Institut Forel pour les analyses de carbone sur mes échantillons, malgré la période de beau temps...

Merci à Monsieur Philippe Vioget, au Service des Eaux, Sols et Assainissement pour ses informations, et d'avoir accepté d'être mon expert...

Merci à Monsieur Clerc, directeur de la station d'épuration de Bruet à Ollon pour ses données et réflexions sur le fonctionnement de la STEP ; à Monsieur Matthey, ingénieur au Service des Eaux, Sols et Assainissement, pour ses explications concernant l'hydraulique du Grand Canal ; à Florence Golaz, au Service de climatologie de Genève pour la transmission des données météorologiques ; à Monsieur Depablos au Service des Eaux, Sols et Assainissement, Secteur 3 des lacs et cours d'eau à Aigle, pour ses renseignements concernant le Grand Canal ; à Monsieur Büticker, au Centre de la Conservation de la faune et de la Nature à St-Sulpice, pour le prêt de document sur le Grand Canal ; à l'entreprise Energie Ouest Suisse, au Service de l'environnement du Valais, et Monsieur Goy à l'Association pour la Sauvegarde du Léman pour le prêt de documents importants.

Merci à Cédric, Emile, Lamine et Rachel pour leurs conseils en informatique...et Anne, Lamine et Catherine pour le partage de leurs réflexions environnementales...

Merci à tous mes amis de l'UNIL pour les nombreuses poses café et petits moments inoubliables, indispensables à la vie d'une étudiante de dernière année...

Et un tout grand Merci à ma « petite famille »...