

IMPACT DE L'EXPLOITATION DES ALPAGES SUR LA QUALITÉ DES EAUX

THÈSE N° 2038 (1999)

PRÉSENTÉE AU DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE

POUR L'OBTENTION DU GRADE DE DOCTEUR ÈS SCIENCES

PAR

Nicole SCHAFFTER

**géologue diplômée de l'Université de Neuchâtel
de nationalité suisse et originaire de Soulce (JU)**

acceptée sur proposition du jury:

**Prof. A. Parriaux, directeur de thèse
Dr P. Boerlin, rapporteur
Dr M. Graf, rapporteur
M. T. Harum, rapporteur
Prof. A. Mermoud, rapporteur
M. J. Troxler, rapporteur
Dr J. Zumstein, rapporteur**

**Lausanne, EPFL
1999**

Résumé

Les engrais de ferme contiennent des éléments fertilisants pouvant couvrir une partie des besoins nutritifs de la végétation en place. Cependant, leur utilisation est délicate en raison de l'importante masse à valoriser, des incertitudes concernant les teneurs en éléments fertilisants et de la disponibilité de ceux-ci pour les plantes et de la distribution inégale lors de l'épandage. Une gestion inadéquate des engrais de ferme peut conduire à des contaminations des eaux souterraines parfois lourdes de conséquences, particulièrement dans les aquifères karstiques. Le but de ce travail est de préciser divers aspects liés au cycle des engrais de ferme et s'articule autour de trois volets principaux qui sont:

- l'étude globale de la problématique de la gestion des engrais de ferme dans les exploitations de montagne afin de fournir des conseils pratiques en vue de réduire le risque de contamination;
- l'étude de la mise en pratique d'une alternative possible contribuant à réduire les apports dans la fosse (élevage de porcs en semi-liberté);
- l'observation de la réponse des activités agricoles dans les eaux de surface et les eaux souterraines.

L'étude de la gestion des engrais de ferme a permis de formuler plusieurs conseils afin de réduire le danger de contamination des eaux:

- cibler et fractionner les apports en éléments nutritifs durant la période de croissance des plantes, au printemps. Une période minimale de l'ordre du mois doit cependant être respectée entre le dernier épandage et la mise en pâture pour éviter tout problème sanitaire et permettre la dissipation des goûts et odeurs liés à l'épandage;
- recueillir tous les effluents produits sur les alpages pouvant contaminer les eaux dans des installations adéquates, à moins que ceux-ci ne soient valorisés immédiatement.
- diminuer la production de ces engrais. Les deux alternatives les plus prometteuses sont:
 - l'infiltration des eaux faiblement contaminées (eaux de toit, de fontaine, éventuellement de cour);
 - la diminution du temps d'attache des animaux à l'écurie;

Un essai d'élevage de porcs en semi-liberté a été organisé dans le cadre de ce travail, avec 25 porcs répartis sur une parcelle de 2 ha environ, ce qui représente une charge de 0.71 UGBF/ha/an ou de 0.18 UGBF/ha/mois sur une période de 4 mois. Plusieurs types de suivis ont été effectués dont les plus importants concernent l'impact sur l'environnement (végétation et sols) et sur le problème de la santé des porcs. Le principal problème de ce genre de pratique réside dans la destruction de la végétation qui a une conséquence sur la composition botanique (floristique et agronomique) et les teneurs en nutriments dans les sols. L'essai a montré l'importance du maintien du couvert végétal afin d'absorber les éléments nutritifs produits. Une limitation des atteintes est avantageusement offerte par la possibilité de boucler les porcs. Une rotation doit cependant être prévue afin de permettre à la végétation de se régénérer (2 à 3 parcs). Les atteintes observées près des mangeoires peuvent être évitées de deux manières:

- déplacer les mangeoires au cours de la saison;
- recueillir les excréments concentrés à cet endroit par l'aménagement d'une place bétonnée, reliée à la fosse à purin.

La parcelle doit contenir des sols épais et de bonne qualité et on évitera les pâturages oligotrophes. Les installations (abris, mangeoire) devraient être aménagées de manière à favoriser une dispersion maximale des porcs.

Deux réseaux d'observation des eaux (6 sources, 7 rivières, 1 lac) ont été constitués afin d'y déterminer la présence éventuelle de germes pathogènes (*Listeria*, *Campylobacter*, *Yersinia*, *Salmonella*). Si les salmonelles n'ont jamais été trouvées, la présence de plusieurs autres espèces a été mise en évidence dans les eaux des sites observés:

- *Campylobacter jejuni*, *C. coli*, *C. fetus*
- *Listeria monocytogenes* (sv 1/2a, 1/2b, 4b), *L. ivanovii ivanovii* (sv 5)
- *Yersinia intermedia*, *Y. frederiksenii*, *Y. enterocolitica*, *Y. kristensenii*, *Y. pseudotuberculosis*.

L'espèce la plus fréquemment mise en évidence dans les sites échantillonnés est *C. jejuni*. Elle a été isolée de 75% des sites investigués, avec un pourcentage d'échantillons positifs moyen de 11% pour les sources, 22% pour les rivières et 56% pour le lac. *L. monocytogenes* a été isolée à plusieurs occasions dans 9 des 14 sites étudiés. Sa présence n'est cependant pas aussi fréquente que celle de *C. jejuni* (sauf dans les sources). La présence de *C. jejuni* et *L. monocytogenes* 4b dans les eaux est étroitement liée à la période d'estivage. D'autres germes comme *L. monocytogenes* 1/2a et les yersinias montrent une répartition annuelle uniforme.

La présence de ces bactéries dans les eaux de surface et des eaux souterraines est fonction d'un certain nombre de facteurs parmi lesquels les plus fréquemment mis en évidence dans la présente étude sont les pluies, les températures et la présence du bétail. Les facteurs importants conditionnant la réponse en germes pathogènes sont différents pour les eaux de surface et les eaux souterraines. Pour les eaux de surface, la réponse est fonction des conditions hydroclimatologiques, alors que pour les eaux souterraines, la réponse est d'abord induite par les conditions hydrogéologiques locales (en présence d'une source de contamination). Dans le cas des aquifères à porosité d'interstice, la présence du bétail est cependant déterminante (Clos Ister, Confluent). La persistance de la contamination est fonction de la capacité de stockage dans le bassin d'alimentation et de la part d'eaux infiltrées par rapport au volume global de l'aquifère. La présence du bétail n'explique pas la réponse bactériologique dans la source du Brassus. La présence de ces germes est cependant fonction de la prépondérance des pluies pour une période de 10 jours avant l'échantillonnage.

Une étude comparative de la présence des germes pathogènes et des différents indicateurs a été effectuée. La probabilité estimée de rencontrer un germe pathogène dans les eaux souterraines en absence d'indicateurs est très faible (2.3%). Les espèces isolées à ces occasions dans les eaux de surface comme dans les eaux souterraines sont généralement rares et présentent des répartitions annuelles monotones. Les densités de ces germes lors des isolations étaient faibles et le danger représenté par la consommation de ces eaux est insignifiant. Les germes utilisés actuellement dans le domaine de l'hygiène de l'eau sont parfaitement fonctionnels pour indiquer la présence de bactéries pathogènes en temps normal mais devraient également être testés en période de crue.

Abstract

Agricultural fertiliser (farmyard manure), covers partially the nutrient elements demand of the vegetation cover. However, its application is difficult as regards the unknown concentration of fertilising elements contained and their biological availability for the plants, the important volumetric masses to manage and the general uneven land application. An inaccurate management of farmyard manure may cause groundwater pollutions with sometimes serious consequences, especially in the case of karst aquifers. The objective of this research was to specify various aspects of the farmyard manure cycle. It consists of three major parts:

- a general study of the difficulties related to the farmyard manure management in mountainous regions with the aim to provide practical recommendations to reduce the risk of groundwater contaminations,
- the evaluation of an alternative method of pig farming in liberty
- the study of the impacts of agricultural activities on the surface- and groundwater quality.

Based on the analysed farmyard manure managements, the following practical recommendations have been made:

- split up the land application, but concentrate the input of nutrient elements in spring, during the period of plant growth. For sanitary reasons, a delay of at least 1 month has to be respected between the last land application and the beginning of pasture;
- collect in adequate installations all agricultural effluents which potentially cause water pollution, except if they are spread out immediately.
- minimise the production of fertiliser by the following two possibilities:
 - infiltrate low contaminated waste water (from the roof, spring, eventually from the farm)
 - reduce the time the animals stay in the stable.

An alternative method of pig farming in liberty has been tested in the field. 25 pigs have been raised on a field of ca. 2 ha, representing a density of 0.71 LiveStock Unit/ha/y, respectively 0.18 LSU/ha/m during 4 months. Amongst others, the study has considered the impacts of pig pasture on the environment (vegetation cover, soil) and the animals health. The most important impact is in fact the destruction of the vegetation cover, with its direct repercussions on the botanical diversity and the concentration of nutrients in the soil. The experiment has made evident the importance to keep the vegetation cover intact, in order to adsorb the nutrient elements in the manure. An advantageous method to reduce the impacts on the vegetation cover is to equip the pigs with nose-rings. It is furthermore necessary to alternate the pasture parks in order to enable the vegetation to recover (2 to 3 different parks). The important impacts observed around the pig feeding throughs can be avoided by two ways: first, by changing the throughs placement during the pasture period or second, by the construction of a concrete place and the collection of the manure in the slurry pit.

For the pasture of pigs in liberty one has to chose grasslands with thick soils of good quality but

avoid oligotrophic ones. Cattle sheds and feeding troughs have to be placed in a manner to favour a maximum dispersion of the animals.

Two hydrogeological observation networks, composed of 6 springs, 7 rivers and one lake, have been installed in order to study the potential contamination by pathogenic bacteria (*Listeria*, *Campylobacter*, *Yersinia*, *Salmonella*). No salmonella have been found, but several other species have been identified in the water samples of the different study sites:

- *Campylobacter jejuni*, *C. coli*, *C. fetus*
- *Listeria monocytogenes* (sv 1/2a, 1/2b, 4b), *L. ivanovii ivanovii* (sv 5)
- *Yersinia intermedia*, *Y. frederiksenii*, *Y. enterocolitica*, *Y. kristensenii*, *Y. pseudotuberculosis*.

The most frequently identified species in the studied sites is *C. jejuni*. It has been isolated in 75% of the sites, with an average percentage of isolation of 11% of the spring samples, 22% of the river and 56% of the lake samples. *L. monocytogenes* has been isolated several times in 9 of the 14 sites. It is less abundant than *C. jejuni*, except in the analysed springs. The presence of *C. jejuni* and *L. monocytogenes 4b* has shown to be closely related to the summer pasturing period. Other germs, like *L. monocytogenes 1/2a* and yersinias show a uniform annual distribution.

The presence of bacteria in surface and groundwater is controlled by several factors, of which the presence of animals, precipitation and temperature have been identified to be the most conclusive ones. In case of source contamination, the factors controlling the presence or absence of pathogen bacteria are different for the case of surface and groundwater: In the first case, the influences of the hydroclimatological conditions are dominant, whereas in the second case it is controlled mainly by the local hydrogeological characteristics. In case of aquifers with interstitial porosity (Clos Ister, Confluent), the presence of pasturing animals is however the controlling factor. The persistence of a contamination is controlled by the storage capacity of the catchment basin and by the relation of seep water to the aquifer total volume. In the Brassus spring case, the presence of animals on the catchment area can not explain by itself the bacteriological findings. The presence of the found pathogen bacteria can however be explained by their transport by the run-off rain.

The presence of pathogen germs and bacterial pollution indicators has been analysed in a comparative study. Result: 2.3% of the samples contained pathogen germs without containing bacteriological contamination indicator. The species found in the absence of bacterial pollution indicators, are rare species, showing a monotonous annual occurrence. They have been found only in low concentration and the danger when drinking this contaminated water was very small. That means the bacterial pollution indicators choice presently used for water bacteriological quality evaluation is accurate. However, they should be tested with high flow levels, when bacteriological contaminations are particularly important.

Table des matières

1. Problématique générale	1
1.1. Problème de la qualité des eaux souterraines	1
1.2. Importance des ressources de montagne	2
1.3. Cadre de la recherche	2
2. Buts de la recherche	3
3. Etat des connaissances	5
3.1. Fonctionnement des aquifères	5
3.1.1. Types de porosité	5
3.1.2. Transfert pollutif	7
3.1.3. Types de contamination	7
4. Méthodologie.....	15
4.1. Réseau d'observation.....	15
4.1.1. Critères de choix	16
4.1.2. Description des sites principaux	17
4.2. Méthodes utilisées	34
4.2.1. Echantillonnage	34
4.2.2. Mesures physico-chimiques.....	35
4.2.3. Analyses chimiques	35
4.2.4. Bactériologie	35
4.2.5. Méthodes statistiques.....	36
5. Les engrais de ferme en tant qu'intrant pollutif	43
5.1. Types d'engrais de ferme	44
5.2. Les apports complémentaires dans la fosse.....	44
5.3. Composition des engrais de ferme.....	45
5.3.1. Les substances nutritives et les métaux lourds	45
5.3.2. Microorganismes significatifs pour la santé humaine	49
5.3.3. Résidus alimentaires et vétérinaires.....	53
5.4. Le largage des polluants	53
5.4.1. Problèmes d'infrastructure.....	54
5.4.2. Pratiques agricoles	58
5.4.3. Contrôles	61
5.5. Conclusion	61

6. Les polluants dans les eaux de surface	63
6.1. Lac de Bret	63
6.1.1. Données bactériologiques	63
6.1.2. Données physico-chimiques	67
6.1.3. Synthèse	69
6.2. Ruisseau du Clos Ister	70
6.2.1. Fonctionnement dynamique	70
6.2.2. Données bactériologiques	70
6.2.3. Données physico-chimiques	73
6.2.4. Synthèse	75
6.3. Rivière La Torneresse	76
6.3.1. Fonctionnement hydrodynamique	76
6.3.2. Données bactériologiques	77
6.3.3. Données physico-chimiques	79
6.3.4. Synthèse	81
6.4. Rivière L'Eau Froide	81
6.4.1. Fonctionnement hydrodynamique	82
6.4.2. Données bactériologiques	82
6.4.3. Données physico-chimiques	85
6.4.4. Synthèse	87
6.5. Ruisseau Pré de Bière	87
6.5.1. Fonctionnement hydrodynamique	88
6.5.2. Données bactériologiques	88
6.5.3. Données physico-chimiques	91
6.5.4. Synthèse	92
7. Les polluants dans les eaux souterraines.....	95
7.1. Source du Clos Ister	95
7.1.1. Réponse bactériologique	95
7.1.2. La réponse physico-chimique	101
7.1.3. Synthèse	104
7.2. Source du Confluent inférieur	105
7.2.1. Réponse bactériologique	106
7.2.2. Réponse physico-chimique	108
7.2.3. Synthèse	109
7.3. Source du Brassus	110
7.3.1. Réponse bactériologique	111
7.3.2. Synthèse	115
8. Synthèse générale sur la présence des germes pathogènes dans les eaux	117
8.1. Types de pathogènes isolés	117
8.1.1. Types de pathogènes isolés dans chacun des sites étudiés	117
8.1.2. Fréquence des isolations	119
8.1.3. Influence du volume de l'échantillon	120
8.2. Présence des pathogènes en fonction du type d'eau	121
8.2.1. <i>C. jejuni</i>	121
8.2.2. <i>C. coli</i>	122
8.2.3. <i>C. fetus</i>	123
8.2.4. <i>L. ivanovii</i>	123
8.2.5. <i>L. monocytogenes</i> 1/2a	125

8.2.6. <i>L. monocytogenes</i> 1/2B	126
8.2.7. <i>L. monocytogenes</i> 4b.....	127
8.2.8. Yersinias	127
8.2.9. Synthèse	129
8.3. Comparaison des différents sites	133
8.3.1. Influence de la pluie.....	135
8.3.2. Influence de la présence du bétail	135
8.3.3. Importance de la température de l'air	135
8.3.4. Synthèse	136
8.4. Evaluation des indicateurs	137
9. Alternative pacage des porcs en semi-liberté.....	141
9.1. But de l'essai	141
9.2. Principe de l'expérience	141
9.3. Description et situation de l'alpage	142
9.3.1. Description et situation géographique	142
9.3.2. Géologie et hydrogéologie	142
9.3.3. Pédologie	143
9.3.4. Botanique	143
9.4. Description de l'essai	143
9.4.1. Description générale	143
9.4.2. Description du terrain	145
9.4.3. Les abris	145
9.4.4. Les mangeoires	146
9.5. Suivi de l'essai	146
9.5.1. Alimentation des porcs	146
9.5.2. Suivi pédologique	146
9.5.3. Hydrogéologie	159
9.5.4. Suivi botanique	159
9.5.5. Suivi vétérinaire	160
9.5.6. Aspects pratiques	160
9.6. Synthèse.....	161
9.7. Conclusion et recommandations.....	161
10. Développements futurs	163
11. Conclusions	165

Liste des tableaux

Tableau 4.1:	Points d'échantillonnages des réseaux temporel et spatial	15
Tableau 4.2:	Caractéristiques du lac de Bret	17
Tableau 4.3:	Apports et pertes des bassins d'alimentation du Grenet et du lac de Bret	19
Tableau 4.4:	Occupation des sols des bassins d'alimentation des sources du Clos Ister et du Confluent.....	27
Tableau 4.5:	Présence du bétail et épandages d'engrais de ferme dans le bassin d'ali- mentation de la source du Clos Ister	28
Tableau 4.6:	Présence du bétail et épandages d'engrais de ferme dans le bassin d'ali- mentation de la source du Confluent.....	29
Tableau 4.7:	Occupation des sols du bassin d'alimentation de la source du Brassus .	34
Tableau 4.8:	Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sources	35
Tableau 4.9:	Paramètres chimiques mesurés en laboratoire	36
Tableau 4.10:	Stations pluviométriques et météorologiques (ISM) choisies pour fournir les mesures des précipitations et hauteur de neige	39
Tableau 4.11:	Stations hydrométriques fédérales (SHGN) choisies comme référence pour les différents points d'échantillonnage.....	41
Tableau 4.12:	Stations météorologiques (ISM) choisies pour représenter les températures de l'air	41
Tableau 5.1:	Valeurs indicatives pour le calcul des quantités d'eaux usées déversées dans la fosse à purin	45
Tableau 5.2:	Quantité annuelles d'éléments nutritifs excrétés par unité animale dans les fèces et l'urine pour différents genres d'animaux de rente	46
Tableau 5.3:	Norme de production et teneur des engrais de ferme pour différents ani- maux de rente en fonction du système de stabulation	46
Tableau 5.4:	Comparaison des analyses des teneurs en métaux lourds effectuées lors de différentes études	47
Tableau 5.5.:	Contribution de chaque type d'effluent au remplissage des diverses fosses	48
Tableau 5.6.:	Résultats des analyses chimiques effectuées sur la phase aqueuse rapportée à la quantité de matière sèche (MS) du même échantillon.....	50
Tableau 5.7:	Bactéries pathogènes excrétées par les animaux domestiques	51
Tableau 5.8:	Bactéries pathogènes pouvant être excrétées dans les fèces	51

Tableau 5.9:	Présence et résistance des parasites dans les effluents bovins et porcins	52
Tableau 5.10:	Types d'alpages présents dans les régions étudiée	56
Tableau 6.1:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans le lac de Bret à -11 m de profondeur	64
Tableau 6.2:	Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre la présence des espèces pathogènes et différents paramètres	66
Tableau 6.3:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans le lac de Bret à 11 m de profondeur	67
Tableau 6.4:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans le ruisseau du Clos Ister	71
Tableau 6.5:	Corrélations significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans le ruisseau du Clos Ister	73
Tableau 6.6:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans le ruisseau du Clos Ister	73
Tableau 6.7:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la rivière La Torneresse (SEVL)	77
Tableau 6.8:	Corrélations significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la rivière La Torneresse	79
Tableau 6.9:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la rivière La Torneresse	80
Tableau 6.10:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la rivière L'Eau Froide	83
Tableau 6.11:	Corrélations significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la rivière L'Eau Froide	85
Tableau 6.12:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la rivière L'Eau Froide	85
Tableau 6.13:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans le ruisseau du Pré de Bière	89
Tableau 6.14:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans le ruisseau du Pré de Bière	91
Tableau 7.1:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la source du Clos Ister	95
Tableau 7.2:	Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la source du Clos Ister	98
Tableau 7.3:	Résultats des tests statistiques définissant la corrélation entre le nombre de jours entre la hauteur de pluie journalière d'une certaine importance et l'échantillonnage et la présence de germes pathogènes	101
Tableau 7.4:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la source du Clos Ister	101
Tableau 7.5:	Présentation des résultats des essais de corrélation entre les débits à la source du Clos Ister et la somme des hauteurs de pluie considérées sur une période variable avant le prélèvement	103

Tableau 7.6:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la source du Confluent inférieur 106
Tableau 7.7:	Corrélations significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la source du Confluent 107
Tableau 7.8:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la source du Confluent inférieur..... 108
Tableau 7.9:	Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la source du Brassus..... 111
Tableau 7.10:	Corrélations significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la source du Brassus..... 113
Tableau 7.11:	Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la source du Brassus 113
Tableau 8.1:	Bactéries trouvées pour chacun des sites 118
Tableau 8.2:	Pourcentage d'échantillons positifs en fonction du type de pathogène et du lieu d'échantillonnage 119
Tableau 8.3:	Représentation du nombre d'échantillons positifs par rapport aux nombres totaux d'échantillons120
Tableau 8.4:	Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de <i>C. jejuni</i> 122
Tableau 8.5:	Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de <i>L. ivanovii</i> 124
Tableau 8.6:	Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de <i>L. monocytogenes</i> 1/2a 125
Tableau 8.7:	Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de <i>L. monocytogenes</i> 1/2b 126
Tableau 8.8:	Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de <i>L. monocytogenes</i> 4b 127
Tableau 8.9:	Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de <i>Y. enterocolitica</i> 128
Tableau 8.10:	Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de <i>Y. frederiksenii</i> 129
Tableau 8.11:	Variables choisies lors de l'ajustement des modèles de type GLM 133
Tableau 8.12:	Présentation succincte des caractéristiques propre à chaque aquifère et leur conséquences sur les contaminations bactériologiques..... 136
Tableau 8.13:	Table de contingence montrant les différents cas de figure pour les types de résultats bactériologiques rencontrés..... 139
Tableau 9.1:	Evolution de la végétation sur les sites de prélèvement du réseau temporel 149
Tableau 9.2:	Rendements jusqu'au 29 juillet 1997 en dt de matière sèche par hectare sur les sites du réseau temporel ainsi que sur le site no 13 155

Liste des figures

Figure 2.1:	Facteurs influençant la réponse d'une contamination des eaux souterraines	4
Figure 3.1:	Relations entre les réseaux d'écoulement des eaux de surface et des eaux souterraines	5
Figure 3.2:	Présentation schématique des différents types d'aquifères	6
Figure 4.1:	Situation des points d'échantillonnage.....	15
Figure 4.2:	Le lac de Bret et son bassin d'alimentation naturel et artificiel	18
Figure 4.3:	Moyennes mensuelles des précipitations, des volumes d'eau entrés dans le lac par la conduite du Grenet et soutirés à la station de Bret, calculées entre 1961 et 1979	20
Figure 4.4:	Situation des sources du Clos Ister et du Confluent.....	21
Figure 4.5:	Bassin d'alimentation de la source du Clos Ister	22
Figure 4.6:	Bassin d'alimentation de la source du Clos Ister	23
Figure 4.7:	Coupe géologique de direction OSO-ENE à travers le bassin d'alimentation de la source du Clos Ister	24
Figure 4.8:	Coupe géologique de direction OSO-ENE à travers le bassin d'alimentation de la source du Confluent	25
Figure 4.9:	Coupe NNO-SSE à travers le bassin versant de la source du Confluent	26
Figure 4.10:	Situation de la source du Brassus et du ruisseau du Pré de Bière	30
Figure 4.11:	Coupe à travers le bassin d'alimentation de la source du Brassus	31
Figure 4.12:	Représentation du rapport Neige fraîche/Précipitations en fonction de la Température de l'air max à Château d'Oex en vue du calcul de x	40
Figure 5.1:	Répartition des types d'alpages dans le bassin d'alimentation de la source du Brassus	57
Figure 6.1:	Indicateurs de pollution dans le lac de Bret à -11 m	63
Figure 6.2:	Résultat de la recherche de germes pathogènes dans le lac de Bret à 11 m de profondeur	65
Figure 6.3:	Conductivité à 11 m de profondeur et hauteur d'eau dans le lac de Bret	67
Figure 6.4:	Température du lac de Bret à 11 m de profondeur et de l'air mesurée à Pully	68
Figure 6.5:	Oxygène et turbidité dans le lac de Bret à 11 m de profondeur	68
Figure 6.6:	pH dans le lac de Bret à 11 m de profondeur	69

Figure 6.7:	Nitrates, nitrites et ammoniacque dans le lac de Bret à 11 m de profondeur	69
Figure 6.8:	Résultats des analyses des indicateurs de pollution dans le ruisseau du Clos Ister	71
Figure 6.9:	Recherche de germes pathogènes dans le ruisseau du Clos Ister	72
Figure 6.10:	Conductivité et hauteur d'eau dans le ruisseau du Clos Ister	74
Figure 6.11:	Température de l'eau du ruisseau du Clos Ister et température de l'air mesurée à Château d'Oex	74
Figure 6.12:	Chlorures, nitrates et sulfates dans le ruisseau du Clos Ister	74
Figure 6.13:	Corrélation entre les teneurs en nitrates du ruisseau et la hauteur d'eau dans la source du Clos Ister	75
Figure 6.14:	Hauteurs d'eau dans la rivière La Torneresse et mesures de débit dans la Grande Eau à Aigle	76
Figure 6.15:	Indicateurs de pollution dans la rivière La Torneresse. Les quantités de germes aérobies comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'E. coli et des entérocoques correspondent à celle de droite	77
Figure 6.16:	Résultat de la recherche de germes pathogènes dans la rivière La Torneresse	78
Figure 6.17:	Conductivité et hauteur d'eau dans la rivière La Torneresse	80
Figure 6.18:	Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau de La Torneresse	80
Figure 6.19:	Température de l'eau de La Torneresse et de l'air à Château d'Oex	81
Figure 6.20:	Hauteur d'eau dans la rivière L'Eau Froide et mesures de débit de la Grande Eau à Aigle	82
Figure 6.21:	Indicateurs de pollution dans la rivière L'Eau Froide	83
Figure 6.22:	Résultat de la recherche de germes pathogènes dans la rivière L'Eau Froide	84
Figure 6.23:	Conductivité et hauteur d'eau dans la rivière L'Eau Froide	86
Figure 6.24:	Chlorures, nitrates, sulfates dans rivière L'Eau Froide	86
Figure 6.25:	Température de l'eau de L'Eau Froide et de l'air à Château d'Oex	86
Figure 6.26:	Hauteurs d'eau dans le ruisseau du Pré de Bière et mesures de débit dans l'Orbe	88
Figure 6.27:	Indicateurs de pollution dans le ruisseau du Pré de Bière	89
Figure 6.28:	Résultat de la recherche de germes pathogènes dans le ruisseau du Pré de Bière	90
Figure 6.29:	Précipitations mensuelles à La Cure et températures mensuelles à La Dôle	91
Figure 6.30:	Conductivité et hauteur d'eau dans le ruisseau du Pré de Bière	92
Figure 6.31:	Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau du ruisseau du Pré de Bière	92
Figure 6.32:	Température de l'eau du ruisseau du Pré de Bière et de l'air à la Dôle ..	93

Figure 7.1:	Germes indicateurs de pollution dans la source du Clos Ister.....	95
Figure 7.2:	Précipitations mensuelles au Col des Mosses et températures mensuelles à Château d'Oex.....	96
Figure 7.3:	Bactéries pathogènes isolées dans l'eau de la source du Clos Ister	97
Figure 7.4:	Représentation temporelle des séries d'échantillonnages bactériologiques	100
Figure 7.5:	Représentation schématique de la méthode utilisée pour investiguer l'importance des pluies: comptage du nombre de jours séparant l'échantillonnage de la dernière pluie d'une certaine importance.....	100
Figure 7.6:	Conductivité et hauteur d'eau à la source du Clos Ister.....	102
Figure 7.7:	Représentation des débits en fonction de la conductivité dans la source du Clos Ister	102
Figure 7.8:	Températures de l'eau dans la source du Clos Ister et de celles de l'air à Château d'Oex.....	103
Figure 7.9:	Chlorures, nitrates, sulfates dans la source du Clos Ister	103
Figure 7.10:	Résultats des analyses des indicateurs de pollution dans la source du Confluent inférieur.....	106
Figure 7.11:	Bactéries pathogènes isolées dans les eaux provenant de la source du Confluent inférieur.....	107
Figure 7.12:	Conductivité et hauteur d'eau dans la source du Confluent inférieur. Le trait discontinu dans la partie supérieure du graphe correspond à un écoulement total à l'emplacement considéré	108
Figure 7.13:	Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau de la source du Confluent inférieur	109
Figure 7.14:	Température de l'eau de la source du Confluent inférieur et de l'air à Château d'Oex	109
Figure 7.15:	Résultats des analyses des indicateurs de pollution dans la source du Brassus. Les quantités de germes aérobies comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'E. coli et des entérocoques correspondent à celle de droite.	111
Figure 7.16:	Résultat de la recherche de germes pathogènes dans la source du Brassus	112
Figure 7.17:	Conductivité et hauteur d'eau dans la source du Brassus	114
Figure 7.18:	Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau de la source du Brassus	114
Figure 7.19:	Température de l'eau de la source du Brassus et de l'air à la Dôle	115
Figure 8.1:	Répartition géographique des différentes espèces trouvées	118
Figure 8.2:	Pourcentage d'échantillons positifs en fonction du volume d'échantillonnage et nombre d'échantillons prélevés	121
Figure 8.3:	Evolution des conductivités dans les différentes rivières du réseau temporel	124

Figure 8.4:	Evolution des teneurs en calcium dans les différentes rivières échantillonnées	129
Figure 8.5:	Répartition des isolations dans le courant de l'année de <i>C. coli</i> et <i>C. jejuni</i> , appartenant chacun à une catégorie différente	133
Figure 9.1:	Coupe à travers le synclinal Crétacé	142
Figure 9.2:	Répartition des différents "types de sols" et des installations	144
Figure 9.3:	Le cycle de l'azote dans le sol	148
Figure 9.4:	Teneurs en composés azotés minéraux mesurés lors de trois campagnes d'échantillonnage, les 14 mai 1996, 18 septembre 1996 et 3 juin 1997, représentés de gauche à droite pour la tranche de sol 0-30 cm	151
Figure 9.5:	Teneurs en nitrates [mg N/kg de terre sèche] par tranche de sol de 30 cm dans les sites du réseau temporel	153
Figure 9.6:	Teneurs en ammoniac [mg N/kg de terre sèche] par tranche de sol de 30 cm dans les sites du réseau temporel.....	154
Figure 9.7:	Précipitations journalières et hauteur de neige à la station pluviométrique de La Cure	157
Figure 9.8:	Températures journalières moyennes à la station météorologique de la Dôle	158
Figure 9.9:	Evolution des conductivités et des débits dans trois sources situées autour de la parcelle testée.	160

Liste des photos

Photo 5.1:	Stockage de fumier à même le sol sur un bas-côté du chemin (à l'amont d'une rivière).....	57
Photo 5.2:	Résultat du déversement de petit-lait dans la rivière la Torneresse	58
Photo 5.3:	Lapiez près du Col du Marchairuz aboutissant à une fracture où les circulations d'eau ont permis la dissolution du calcaire	59
Photo 9.1:	Terrain de l'essai avec une partie de la ferme des Amburnex à gauche (vue prise vers le Sud)	145
Photo 9.2:	Etat du pâturage le 17 juin, le 25 juin, le 25 juillet et le 3 septembre 1996, soit respectivement après deux semaines, trois semaines, presque deux mois de pacage et quelques jours avant que les porcs ne partent pour l'abattoir. Le front de dégradation est souligné par un liséré noir	150
Photo 9.3:	Couvert végétal le 2 juillet 1997 sur les différents points du réseau d'échantillonnage	155

Liste des annexes

- Annexe 1 Revue bibliographique extensive du problème de la présence et de la survie des bactéries en général et particulièrement des bactéries pathogènes dans les eaux et l'environnement.
- Annexe 2 Méthodes analytiques pour la détection des germes pathogènes.
- Annexe 3 Concentrations de différents éléments dans les filtrats de purins provenant de deux exploitations contrastées avec bovins uniquement (ESS) et avec bovins et porcs (GPB).
- Annexe 4 Résultats des tests statistiques effectués.
- Annexe 5 Nombre d'échantillons positifs par rapport au nombre total d'échantillons prélevés par germe et par site.
- Annexe 6 Teneurs en N_{\min} dans les sols

Abréviations, symboles et définitions

**	Probabilité associée au test statistique comprise entre 0.01-0.05
***	Probabilité associée au test statistique <0.01
Au	L'Audalle (pâturage)
BH	Ban Haut (pâturage)
C.	<i>Campylobacter</i>
CI	Clos Ister (pâturage)
E.	<i>Escherichia</i>
Fo	Le Fodéra (pâturage)
GEOLEP	Laboratoire de géologie de l'EPFL
Germes pathogènes	Les germes appelés pathogènes et recherchés dans le cadre de cette étude sont <i>Listeria</i> , <i>Salmonella</i> , <i>Yersinia</i> et <i>Campylobacter</i> . Leur pathogénicité n'a cependant pas été testée et certains, en particulier les yersinias, pourraient être inoffensifs pour l'homme. Par souci d'uniformisation, tous ces germes seront cependant qualifiés de pathogènes.
GLM	Generalized linear models: modèles linéaires généralisés
HC	Facteurs hydroclimatologiques
I	Indicateurs bactériologiques de contamination
IMUL	Institut de microbiologie de l'Université de Lausanne
IP	Intrant pollutif
ISM	Institut suisse de météorologie
L.	<i>Listeria</i>
LEaux	Loi fédérale sur la protection des eaux
Lé	Le Lévanchy (pâturage)
Ma	Les Maulatreys (pâturage)
MSDA	Manuel suisse des denrées alimentaires
Nmin	Azote minéral (nitrates, nitrites, ammoniacque)
n.s.	Probabilité associée au test statistique non significative
OFAG	Office fédéral de l'agriculture
OFEFP	Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage
OFSP	Office fédéral de la santé publique

OHyg	Ordonnance sur les exigences en matière d'hygiène et de microbiologie relatives aux denrées alimentaires, aux objets usuels, aux locaux, aux installations et au personnel
OMS-WHO	Organisation mondiale de la Santé
Osubst	Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement
PC	Paramètres physico-chimiques
Pourcentage d'échantillons positifs:	nombre d'échantillons ayant permis de mettre en évidence au moins un germe pathogène par rapport à l'ensemble des échantillons prélevés
Q	Débit
Réseau temporel et réseau spatial:	Il s'agit bien évidemment de deux réseaux spatio-temporels. Les points du réseau temporel ont été échantillonnés plus fréquemment que ceux du réseau spatial et permettent ainsi un suivi temporel
S.	<i>Salmonella</i>
SEVL	Service des eaux de la Ville de Lausanne
SHGN	Service hydrogéologique et géologique national
SI	Services industriels
SRE	Société Romande d'Electricité
STEP	Station d'épuration
sv	sérovar
SVVA	Service vaudois de vulgarisation agricole
Tmoy	Température moyenne journalière de l'air
Tmin	Température minimale journalière de l'air
To	Le Toumalay (pâturage)
UGBF	Une unité de gros bétail-fumure (UGBF) correspond à la charge (production d'engrais de ferme) d'une vache laitière de 600 kg produisant 5000 litres de lait par année. La charge des autres animaux est normalisée de la manière suivante (voir OFAG-OFEFP, 1994; SVVA, 1991): veau 0 - 0.5 an: 0.1 UGBF veau 0.5 - 1 an: 0.25 UGBF génisse 1 - 2 ans: 0.4 UGBF génisse 2 - 3 ans: 0.7 UGBF porc: 0.17 UGBF chèvre: 0.17 UGBF cheval: 0.7 UGBF
UPC	Unité productrice de colonies
Va	Le Van (pâturage)
Vo	La Vousique (pâturage)
Vu	Vuagère (pâturage)
Y.	<i>Yersinia</i>

Remerciements

Ce travail a été effectué grâce au soutien d'un certain nombre de personnes et d'institutions que je tiens à remercier. La partie suisse de ce projet européen a été financée par l'Office fédéral de l'éducation et de la science (OFES 94.0166).

J'aimerais exprimer tous mes remerciements au Professeur A. Parriaux, directeur du GEOLEP, pour m'avoir proposé ce travail, m'avoir soutenue et motivée dans les moments les plus difficiles.

Je remercie également le Dr L. Bourjot, coordinatrice du projet européen, pour son soutien, ses conseils avisés et sa patience.

Merci également aux membres du jury, pour avoir accepté d'en faire partie et y avoir consacré beaucoup de temps. J'aimerais remercier en particulier le Dr J. Zumstein, qui a partagé sa gigantesque expérience du domaine de la qualité des eaux lors des séances de travail et corrigé ce manuscrit avec beaucoup de soin, le Dr M. Graf, qui a consacré temps et patience à mon initiation aux statistiques, Monsieur J. Troxler, pour sa disponibilité lors de l'essai d'élevage et ses remarques pertinentes concernant la problématique agricole, le Dr P. Boerlin, pour avoir élaboré et développé le volet bactériologique de ce projet et le Dr T. Harum, qui a consacré beaucoup de temps au volet européen du projet AgrEauAlp et a accepté un long voyage afin de faire partie des membres du jury.

J'aimerais remercier également les collaborateurs de Prométerre et en particulier Michaël Brühlmann pour ses remarques, ses suggestions, les discussions sur les pratiques agricoles, son investissement dans le projet européen et auprès des agriculteurs sollicités lors de cette étude. Merci également aux exploitants impliqués dans cette étude pour leur collaboration étroite.

Merci aux personnes du groupe de travail de bactériologie pour leur esprit critique, leurs idées et leur investissement dans ce projet. Merci au Professeur J. Bille, de l'Institut de microbiologie de l'Université de Lausanne, à Monsieur M. Marrel du Service des eaux, des sols et de l'aménagement et à Monsieur D. Thonney, qui était durant cette période collaborateur au Service des eaux de la Ville de Lausanne.

Un grand merci également aux institutions qui ont fourni de nombreuses données et ont participé au volet bactériologique par le biais d'analyses microbiologiques et physico-chimiques. Je remercie particulièrement Arlette Cruchon et Madame E. Bannermann de l'Institut de microbiologie de l'Université de Lausanne, qui ont recherché et testé des germes pathogènes dans un nombre astronomique d'échantillons. Merci également à Françoise, Marcial et Evelyne du Laboratoire cantonal et Madame Evelyne Perrin du Service des eaux de la Ville de Lausanne qui ont effectué les analyses microbiologiques. Je remercie également le personnel du laboratoire du GEOLEP, et en particulier le Dr Mike Bensimon, ainsi qu'Alina, Rosa-Ana et Julien pour leur disponibilité et le travail accompli. J'aimerais également remercier Monsieur Corbaz et son équipe, de la Station de traitement du lac de Bret, pour m'avoir accueillie au sein de leur labo-

ratoire, parfois jusque tard dans la nuit, et m'avoir révélé tous les secrets du traitement de l'eau. Merci également à la ville de Lausanne, la ville d'Yverdon, les communes du Chenit, de Genolier, d'Arzier-le-Muids, de Gland et de Vuiteboeuf qui m'ont permis de prélever des échantillons d'eau dans leurs sources respectives. Merci également à leurs collaborateurs pour les données et les informations fournies ainsi que pour l'accueil chaleureux qu'ils m'ont toujours réservé.

J'aimerais remercier également les personnes qui ont participé à l'essai d'élevage et en particulier Monsieur E. Graf et le Service des forêts, domaines et vignobles de la Ville de Lausanne, sans lesquels cette étude n'aurait vraisemblablement pas eu lieu. Merci à Monsieur C. Roulin, pour son aide logistique et son sens pratique, à Messieurs Pittet, père et fils, pour leur collaboration efficace sur le site des Amburnex. Je tiens à remercier également Messieurs M. Jost de la Station fédérale agronomique de Posieux et F. Stucki de Prolac SA, pour leur investissement dans le calcul des besoins nutritifs des porcs. Merci au Dr P. Vittoz, pour le temps consacré à l'étude botanique du terrain et au Dr P. Francfort pour son appréciation de la santé des porcs durant l'essai. Je remercie également Monsieur J.-A. Neyroud, de la Station fédérale agronomique de Changins pour les analyses de sols et pour tous les conseils relatifs à la problématique des N_{\min} dans les sols. Merci également à Monsieur Parisod, qui a consacré beaucoup de temps à ces analyses. J'aimerais remercier également Messieurs A. Meylan, président du Parc jurassien vaudois et B. Wettstein, pour leurs conseils avisés lors de cet essai.

Un grand merci enfin à mes collègues en général et en particulier à Véro pour son dynamisme, sa patience lors des discussions scientifiques, ses conseils pratiques, ses remarques judicieuses et les innombrables corrections du manuscrit. Merci également à Christoph, qui m'a supportée durant toutes ces années. J'ai apprécié les débats animés, le rösti-graben (tas de biscuit) et tout ce qu'on a pu partager. Merci également à Beppe, l'homme aux milles idées et à Julien, qui ont accepté de relire également des morceaux de manuscrit. Merci également à Martine, qu'on met toujours à contribution lorsqu'il s'agit de textes anglais! Merci à Bernard, Jean-Philippe et Patrice pour leurs conseils pratiques et leur collaboration étroite (terrain et informatique).

Merci également à mes parents qui m'ont permis de suivre les chemins que j'avais choisis. Merci à mes amis qui m'ont soutenue, supportée et encouragée.

Merci à Steph.

1. PROBLÉMATIQUE GÉNÉRALE

1.1. PROBLÈME DE LA QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES

Les eaux souterraines, qui représentent plus de 80% du volume exploité par les services industriels en Suisse (Hartmann et Michel, 1992), constituent une ressource importante pour l'approvisionnement en eau potable. La moitié de ces eaux souterraines sont distribuées sans traitement préalable (Blau, 1990). Ce bien précieux l'est particulièrement pour les petites communautés qui n'ont pas loisir de mettre en place des systèmes de traitement complexes et onéreux afin de garantir une eau conforme aux exigences en matière de microbiologie relatives aux denrées alimentaires prescrites dans l'Ordonnance sur l'hygiène (OHyg, 1995), ainsi qu'à celles du MSDA (OFSP, 1989).

Ces ressources en eau sont fragilisées dans certaines régions par la sensibilité intrinsèque des aquifères face aux pollutions potentielles. Ce phénomène est accentué en montagne en raison des forts gradients hydrauliques qui engendrent des circulations rapides.

La protection des ressources en eau est légalement prescrite depuis 1972 (LEaux, 1991) et un manuel d'instructions a été rédigé par l'OFEFP, en vue de l'établissement des secteurs, zones et périmètres de protection (OFEFP, 1982). Si la situation est relativement simple pour les aquifères à porosité d'interstice, il n'existe pas de méthode de délimitation simple pour les aquifères karstiques (Jura, Préalpes, etc...). La spécificité de ces roches est de permettre des infiltrations ponctuelles en surface et la circulation de l'eau dans de grands conduits créés par dissolution de la roche, sans purification possible. Une série de critères d'aide à la décision devraient être utilisés, parmi lesquels les caractéristiques géologiques, pédologiques et hydrogéologiques du bassin d'alimentation. Les méthodes de délimitation des zones de protection peuvent donc différer (Doerflinger et al., 1997; Parriaux et al., 1990), mais la difficulté principale réside dans l'application pratique de ces zones, généralement complexes.

Le problème de la qualité des eaux ne se résout donc pas simplement par l'établissement des zones de protection mais également par l'application de celles-ci. La notion de danger prend ici toute son importance quand on considère les deux accidents polluants majeurs survenus à la source du Brassus (Parriaux et Mayoraz, 1990) en 1989 et 1991. Ces pollutions étaient dues à des infiltrations massives de purin dans le bassin d'alimentation de la source, privant la population de la commune du Chenit d'eau potable durant trois mois. Cette situation n'est pas isolée et de nombreuses communes alimentées par des sources karstiques connaissent régulièrement de tels cas de pollution. Il est donc nécessaire de travailler en étroite collaboration avec les utilisateurs du bassin d'alimentation afin de trouver et mettre en pratique des solutions efficaces, propres à limiter le risque de contamination.

1.2. IMPORTANCE DES RESSOURCES DE MONTAGNE

Les régions de montagne représentent, en raison des conditions hydroclimatologiques (pluies abondantes), une part importante des réserves globales en eau douce (Mountain Agenda, 1998). Une partie de celles-ci sont stockées dans des aquifères dont les caractéristiques et l'exploitation diffèrent de ceux de plaine:

- Les régimes des sources de haute et basse montagne et de plaine peuvent varier énormément pour des conditions hydrogéologiques similaires. En général, les sources de haute montagne présentent un étiage important en hiver, alors que les sources de basse montagne en présentent en hiver et en été (Parriaux, 1990). L'importance relative des recharges printanières et automnales est fonction de la prépondérance du régime nival ou pluvial. Les sources de plaine montrent une période d'étiage importante en été. Du point de vue gestion globale de la ressource en eau, celles de montagne pourraient constituer, en cas de besoin dans les années futures, un apport non négligeable en période d'étiage pour les régions de plaine. La Ville de Lausanne capte notamment plusieurs sources dans le Pays d'Enhaut depuis plusieurs décennies. Celles-ci représentent le 14% de son volume d'exploitation (SEVL, 1987). Pour certaines communautés de montagne, l'étiage d'hiver pose un problème important puisque c'est à cette saison que l'activité touristique, donc la demande en eau est la plus forte.
- L'intérêt pour les ressources en eau de montagne s'accroît également par le fait que la densité d'occupation du bassin d'alimentation est faible pour un grand nombre d'aquifères. Le danger de pollution est donc généralement limité à des activités agricoles extensives, sauf dans les régions à fort développement touristique où l'exploitation des montagnes a nécessité la construction d'infrastructures constituant également un danger de contamination (Parriaux, 1990).

Les aquifères de montagne représentent donc une ressource en eau intéressante qu'il est important de protéger. Leur protection ne peut être assurée de manière efficace qu'en instaurant une collaboration étroite avec les utilisateurs du bassin d'alimentation (en général les agriculteurs). Il est important d'y définir les activités à risque et de déterminer les possibilités d'amélioration en tenant compte des aspects environnementaux, sociaux et économiques.

1.3. CADRE DE LA RECHERCHE

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'un projet européen proposé par l'Université de Savoie. Le thème principal est l'influence de l'utilisation des sols et des pratiques agricoles sur la qualité et les ressources en eau dans les régions montagneuses. Ce projet titré "Land use practices and water quality in mountain regions" (AgrEauAlp) a été présenté à la Commission des Communautés Européennes lors d'un appel d'offre lancé par la Direction Générale de l'Agriculture (VI, XII et XIV) à Bruxelles, et a été accepté en janvier 1994. Les buts généraux de ce projet sont les suivants:

- analyser les circulations des eaux dans l'intégralité de leur cycle, de la surface (pratiques agricoles, écoulement), via les aquifères, aux masses d'eau;
- déterminer les interactions entre les pollutions et les pratiques agricoles;
- évaluer et valider les mesures agri-environnementales;
- proposer de nouvelles mesures agri-environnementales.

2. BUTS DE LA RECHERCHE

Les régions étudiées sont situées en zones de haute et moyenne montagne et le tourisme y est peu développé. Le danger de contamination des eaux souterraines est principalement lié aux activités agricoles dans le bassin d'alimentation. Celles-ci ont une influence sur la qualité chimique (Jarvis et al., 1989; Macduff et al., 1990; Prins et Wadman, 1990) et bactériologique (Pasquarell et Boyer, 1995; Pell, 1997) des eaux souterraines. L'agriculture y est de type extensif, avec des alpages occupés durant la saison d'estivage uniquement. La courte durée d'occupation contribue à accentuer le problème de gestion des engrais de ferme (Caneill et Capillon, 1990), a fortiori si les caractéristiques géologiques ne permettent pas de purification en raison des circulations rapides (Doerflinger et al., 1997; Moeschler et al., 1982; Parriaux et al., 1990; Parriaux et Mayoraz, 1990; Pasquarell et Boyer, 1995). Le risque principal est lié au pacage du bétail, ainsi qu'à la gestion des engrais de ferme produits au sein de l'exploitation.

L'avantage significatif présenté par l'étude de ces régions se manifeste par une relative simplicité d'appréhension des sources de contaminations potentielles. Le but du travail est de préciser divers aspects liés au cycle des engrais de ferme et s'articule autour de trois volets principaux qui sont:

- l'étude globale de la problématique de la gestion des engrais de ferme dans les exploitations de montagne afin de fournir des conseils pratiques en vue de réduire le risque de contamination;
- l'étude de la mise en pratique d'une alternative possible contribuant à réduire les apports dans la fosse (élevage de porcs en semi-liberté);
- l'observation de la réponse des activités agricoles dans les eaux de surface et les eaux souterraines complétée par:
 - la détermination des facteurs influençant la présence de germes pathogènes¹ dans les eaux;
 - l'étude de l'influence des conditions hydrodynamiques sur la réponse bactériologique dans les eaux;
 - l'évaluation des indicateurs bactériologiques de contamination.

Différents types d'engrais de ferme sont produits au sein de l'exploitation. Leur composition est fonction de divers facteurs comme les espèces détenues (ainsi qu'un certain nombre de caractéristiques propres à chaque animal), les conditions de détention, les activités humaines, etc. En ce qui concerne la gestion globale des engrais, un certain équilibre est prescrit entre les quantités produites et les besoins en éléments nutritifs des surfaces épandables de l'exploitation. Les contaminations sont généralement le résultat de lacunes manifestes observées dans les installations d'entreposage (taille, fonctionnalités), ou de pratiques inadaptées. Une revue critique des méthodes utilisées sera effectuée afin de proposer des solutions adaptées aux conditions de montagne.

La diminution de la production des engrais de ferme peut être envisagée par diverses solutions. L'alternative proposée dans le cadre de ce travail est l'élevage des porcs en semi-liberté. Celui-ci permet la valorisation du petit-lait, utilisé comme aliment pour l'engraissement de porcs, en évitant néanmoins des apports de lisier supplémentaires dans la fosse à purin. Un essai a été mis

1. La pathogénicité des bactéries étudiées n'a pas été testée et certaines bactéries comme *Yersinia enterocolitica*, par exemple, ne sont pas forcément toutes pathogènes pour l'homme. La dénomination de germe pathogène est utilisée dans un sens large, afin de simplifier le texte.

2. Buts de la recherche

sur pied afin de déterminer l'impact de telles pratiques sur l'environnement et de proposer des solutions aux problèmes rencontrés.

Les réponses dans les sources dues aux contaminations par un intrant pollutif (pâture, pertes sur l'alpage, épandages d'engrais de ferme) sont fonction des conditions hydroclimatologiques (transport et survie des germes) et des caractéristiques hydrogéologiques du sous-sol (transport) (voir figure 2.1).

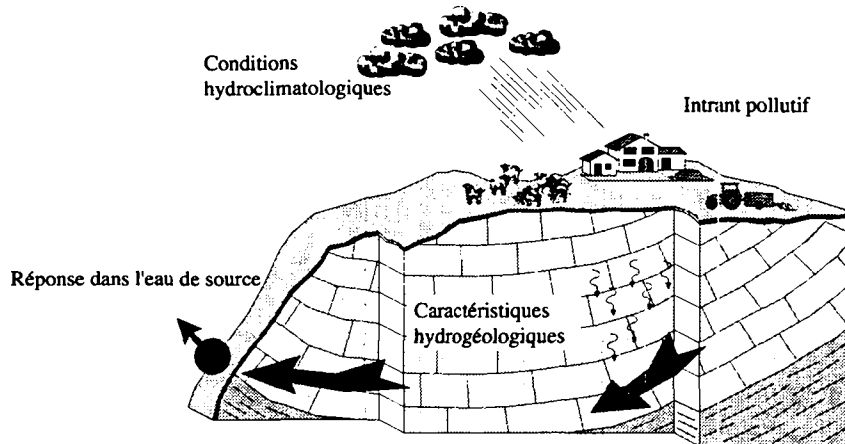


Figure 2.1: Facteurs influençant la réponse d'une contamination des eaux souterraines

Ce travail a également pour but d'observer les contaminations chimiques et bactériologiques des eaux de surface et souterraines liées aux pratiques agricoles normales. Un accent particulier est porté sur le problème de la présence des germes pathogènes dans les eaux souterraines, afin de déterminer les espèces liées aux activités agricoles dans le bassin d'alimentation, leur persistance dans l'environnement, le lien entre leur présence et le fonctionnement hydrogéologique des aquifères, et l'efficacité des indicateurs de contamination habituellement utilisés.

3. ETAT DES CONNAISSANCES

3.1. FONCTIONNEMENT DES AQUIFÈRES

Les eaux souterraines font partie d'un cycle hydrologique global, principalement influencé par les conditions hydroclimatologiques (apport d'eau sous forme de précipitations, évaporation, etc...). Le fonctionnement dynamique des aquifères est étroitement lié aux autres composantes de ce cycle dont les principales sont les eaux de surface et les eaux des sols (voir figure 3.1). La

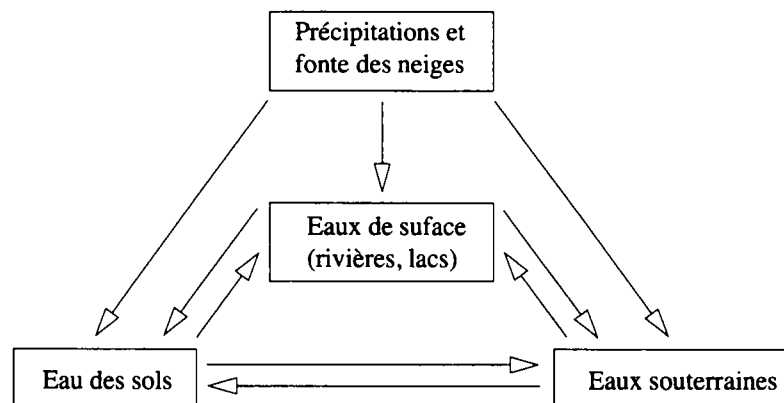


Figure 3.1: Relations entre les réseaux d'écoulement des eaux de surface et des eaux souterraines

qualité de ces eaux est donc influencée par un certain nombre de facteurs comme les caractéristiques des eaux d'infiltration, les propriétés de la couverture protectrice potentielle ainsi que divers paramètres liés à l'aquifère (nature de l'aquifère, vitesse de circulation, taille, etc.).

3.1.1. TYPES DE POROSITÉ

Les eaux circulent en milieu souterrain dans les vides des roches dites aquifères. Leur cheminement est donc déterminé par la morphologie des interstices et des connexions existant entre ceux-ci. Il existe trois principaux types d'aquifères (voir figure 3.2):

- les aquifères à porosité d'interstices;
- les aquifères à porosité de fractures;
- les aquifères karstiques.

Les aquifères à porosité d'interstice sont constitués principalement de graviers et/ou de sables. Les eaux y circulent dans les vides intergranulaires. Les vitesses de circulation sont principalement fonction de la granulométrie des constituants de l'aquifère (taille et proportions respectives). Les vitesses les plus rapides sont observées dans des aquifères à granulométrie grossière (graviers). Les aquifères de ce type les plus courants sont les alluvions déposées par les rivières en fond de vallée.

Les aquifères à porosité de fracture sont souvent constitués de roches intrinsèquement imperméables. La perméabilité s'y développe à la faveur de fractures plus ou moins ouvertes, qui sont

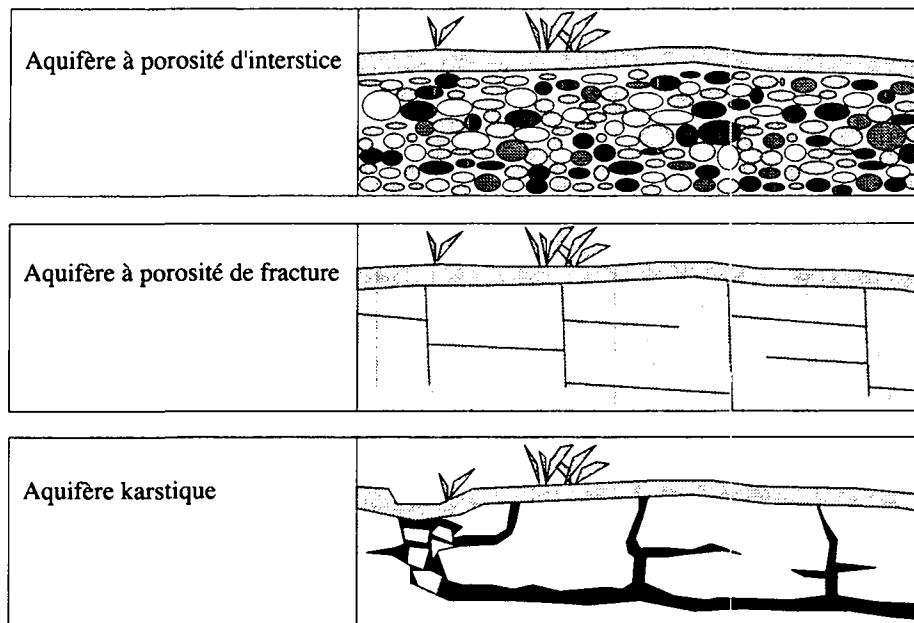


Figure 3.2: Présentation schématique des différents types d'aquifères

le résultat d'un ensemble de phénomènes tectoniques. La circulation de l'eau ne peut y être assurée que si ces fractures sont interconnectées. Ces aquifères sont principalement présents dans les formations granitiques et gneissiques des Alpes.

La karstification est le résultat des processus de dissolution dans les roches solubles¹ comme les calcaires, les dolomies, le gypse, efficaces le long des chemins préférentiels utilisés par les eaux. Ils sont souvent amorcés dans des zones fracturées créées par la tectonique locale. Le processus va contribuer à la formation de réseaux complexes souvent formés de dolines, gouffres, cavernes, chenaux et même parfois d'énormes grottes avec des lacs souterrains. Le bassin d'alimentation de la source du Brassus est reconnu comme un type très développé de bassin karstique, avec des gouffres qui comptent parmi les plus grands de Suisse comme le Gouffre du Petit-Pré (à la limite du bassin d'alimentation de la source du Brassus) qui atteint, en plusieurs paliers, une profondeur de 426 mètres et le Gouffre de la Cascade avec ses 265 mètres de profondeur. Les nombreuses possibilités d'infiltration ponctuelle représentent une connexion directe entre la surface et l'aquifère sous-jacent, si bien que ce type d'aquifère est extrêmement sensible aux pollutions potentielles. Le milieu karstique est en constante évolution et l'ablation superficielle par dissolution dans le Jura est globalement estimée à 0.1 mm par an (Aubert, 1969).

Les systèmes karstiques peuvent être d'une grande variabilité, si bien qu'on en reconnaît actuellement plusieurs types (Parriaux et al., 1990):

- les calcaires hautement karstifiés ou karst de type "chenal", où il n'est pas rare de rencontrer des grottes, cavernes, gouffres ou fractures ouvertes élargies par la dissolution. Les écoulements dans ces régions sont caractérisés par des écoulements rapides de plusieurs centaines à plusieurs milliers de mètres par jour;

1. Le mot "karst" trouve son origine dans une région située à l'ouest de la Slovénie, près de Ljubljana, où les processus de dissolution des calcaires ont contribué à la formation d'un modelé caractéristique.

- les calcaires faiblement karstifiés ou karst de type "dispersé", où la dissolution n'a développé que de petites fissures, principalement à cause du type de roche moins soluble (composition, situation tectonique ou position par rapport à l'altération superficielle). Les exemples les plus courants sont les calcaires argileux, les calcaires dolomitiques ou siliceux et les calcaires purs recouverts d'une épaisse couche imperméable.

3.1.2. TRANSFERT POLLUTIF

Les contaminants les plus fréquents sont les polluants chimiques, radioactifs et microbiens (Hoehn et Pfeifer, 1994). Les polluants chimiques sont les plus répandus et comprennent les nitrates, les micropolluants organiques, les composés organiques halogénés et les métaux lourds.

Les polluants interagissent de manière parfois intense avec l'environnement dans lequel ils se trouvent. Leur mobilité est contrôlée principalement par les interactions avec le vecteur eau et le milieu solide. Ces contaminants de l'eau doivent franchir un certain nombre de barrières avant de pouvoir aboutir aux eaux souterraines, dont les sols, la zone non-saturée et d'éventuelles formations peu perméables. La présence de ces barrières ainsi que leur efficacité sont nécessaires à la protection de la ressource en eau souterraine.

Les processus de transport de ces polluants sont liés d'une part au flux d'eau (advection, dispersion, diffusion) et d'autre part aux interactions avec la phase solide (adsorption, filtration, transformation). Le temps de résidence des eaux dans l'aquifère est également un facteur essentiel pour assurer l'élimination des microorganismes pathogènes non adaptés au milieu aquatique souterrain.

3.1.3. TYPES DE CONTAMINATION

En ce qui concerne les sources étudiées, l'utilisation des sols dans le bassin d'alimentation induit des contaminations chimique et microbiologique. Les contaminations microbiologiques sont les plus significatives et seront abordées de manière plus complète.

Il est relativement difficile de mettre en évidence l'origine hydrique d'un cas d'infection. En effet, la plupart de ceux-ci présentent les mêmes symptômes comprenant diarrhées et vomissements. Ceux-ci ne sont alors reportés que quand le malade se rend chez le médecin et qu'un agent étiologique est identifié (Frost et al., 1996).

267 épidémies dues à la consommation d'eau contaminée ont été répertoriées aux USA entre 1971 et 1979, impliquant 57'974 personnes (Craun, 1994). Un agent étiologique a pu être mis en évidence pour 45% d'entre elles. Les contaminations chimiques ont provoqué 11% de ces épidémies. 11% ont été attribuées à *Giardia*, 8% à *Shigella*, 6% étaient des hépatites A. Les autres agents identifiés étaient différents virus, ainsi que *Salmonella*, *E. coli* et *Campylobacter*.

3.1.3.1. CONTAMINATION CHIMIQUE

Les cas d'intoxications dues à l'absorption d'eau chimiquement contaminée semblent peu fréquents en Suisse. Une étude menée aux USA a montré qu'elles sont généralement le résultat d'activités humaines ou de contaminations naturelles par le substrat géologique. Les contaminants comme l'arsenic, le baryum, le fluor, le sélénium et les radionuclides sont souvent liés à la nature du sous-sol, alors que les composés chimiques organiques et les métaux lourds comme

le cadmium, le chrome et le plomb sont généralement liés aux activités humaines.

En ce qui concerne les bassins d'alimentation étudiés, les charges en contaminants chimiques sont extrêmement faibles et induites par les apports d'engrais de ferme et du commerce uniquement. Le danger le plus important est donc représenté par une contamination des eaux par les nitrates. Des mesures effectuées régulièrement dans l'eau de la source du Brassus et lors de contamination ont montré des teneurs maximales de moins de 5 mg/l, soit bien en-dessous de l'objectif de qualité du MSDA.

3.1.3.2. CONTAMINATION MICROBIOLOGIQUE

Le milieu aquatique est peuplé d'une importante diversité de microorganismes (bactéries, virus, algues, protozoaires...) plus ou moins bien adaptés à ce type de milieu et généralement inoffensifs pour l'homme. Un certain nombre de germes pathogènes pour l'homme peuvent cependant y être rencontrés suite à des contaminations par divers types d'effluents (STEP, agriculture). Le milieu de croissance idéal de ces microorganismes est souvent représenté par le tractus intestinal, si bien qu'ils subissent généralement le milieu aquatique comme un milieu oligotrophe où la survie est difficile. On peut distinguer deux catégories de population en milieu aquatique: les oligotrophes qui ont une croissance lente lorsque les concentrations en nutriments sont faibles; les eutrophes ou copiotrophes, qui ne se développent que dans les milieux à forte teneur en éléments nutritifs mais peuvent survivre dans les conditions précédentes (Martin et MacLeod, 1984). Les pathogènes appartiennent souvent à cette catégorie¹. Une revue bibliographique extensive du problème de la présence et de la survie des bactéries dans les eaux et l'environnement est disponible en annexe 1.

3.1.3.2.1. SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ MICROBIOLOGIQUE

La qualité microbiologique des eaux est testée à l'aide de plusieurs types d'indicateurs bactériologiques. Les indicateurs utilisés lors de cette étude sont:

- Germes aérobies
- *Escherichia coli*
- Entérocoques

Escherichia coli et les entérocoques sont considérés comme des indicateurs de contamination fécale et ne doivent pas être détectés dans les eaux destinées à la consommation. En effet, leur présence pourrait être liée à celle d'organismes potentiellement pathogènes pour l'homme, inacceptable dans un réseau d'alimentation en eau.

3.1.3.2.2. BACTÉRIES ÉTUDIÉES

Les bactéries pathogènes étudiées dans le cadre de cette étude sont les suivantes:

- *Salmonella*
- *Campylobacter*
- *Listeria*
- *Yersinia*

1. La pathogénicité d'une bactérie est fonction de ses caractéristiques propres, mais également du pouvoir immunitaire de l'individu contaminé.

Elles ont été choisies en fonction de leur importance sanitaire (OMS-WHO, 1994) et de leur prépondérance locale lors de maladies infectieuses (OFSP, 1995 à 1998).

Les espèces du genre *Salmonella* sont généralement pathogènes pour les humains et les animaux à sang chaud (principalement les oiseaux et la volaille), provoquant fièvre typhoïde ou gastro-entérite. Le mode de transmission principal des salmonelloses est lié à l'ingestion de denrées alimentaires contaminées. On ne peut cependant exclure l'émergence d'épidémies de fièvre typhoïde liées à la contamination d'eau de boisson (surtout en Afrique et en Asie).

Listeria est responsable de maladies infectieuses chez les animaux comme chez les hommes. Les infections sont la plupart du temps sporadiques, en raison du caractère opportuniste de *Listeria*. Les personnes immunodéprimées (cirrhose, éthylisme, diabète, hémopathie, cancer, SIDA, âge supérieur à 60 ans, greffes,...) sont donc les plus sensibles. Les listérioses peuvent toutefois émerger sous forme épidémique (Bille, 1991; Jacquet et al., 1995). Les manifestations cliniques les plus courantes incluent des septicémies ou des syndromes neurologiques (méningites, encéphalites ou méningo-encéphalites) pour les personnes immunodéprimées ou des infections bénignes pseudo-grippales chez la femme enceinte mais pouvant provoquer un avortement, ou une septicémie généralisée chez l'enfant, une atteinte pulmonaire, associée ou non à d'autres localisations (Pilet et al., 1987).

Les espèces les plus pathogènes du genre *Yersinia* sont *Y. pestis*, *Y. enterocolitica* et *Y. pseudotuberculosis*. *Y. pestis* est l'agent de la peste, maladie épizootique affectant de nombreux rongeurs, principalement des rats et pouvant être transmis à l'homme par l'intermédiaire de puces. Ces dernières assurent la diffusion de la maladie et sa persistance. *Y. enterocolitica* est l'agent de gastro-entérites animales et humaines graves et parfois mortelles. Elle peut également avoir un rôle dans l'érythème noueux chez la femme adulte, dans diverses infections (oculaires, articulaires et urétrales) ainsi que dans de rares cas de septicémies toujours très graves. *Y. pseudotuberculosis* est l'agent de formes localisées comme l'adénite mésentérique, ou d'érythème noueux chez les jeunes et rarement de septicémies. La contamination est directe à partir d'animaux malades ou indirecte par absorption d'aliments crus contaminés. Les animaux sont très sensibles à ces bactéries mais il n'est pas rare de rencontrer des porteurs sains chez les souris et les rats qui constituent un des grands réservoirs.

Parmi les différentes espèces de campylobacters, *C. coli* et *C. jejuni* sont les espèces les plus couramment impliquées dans les cas de gastro-entérites chez l'homme. Les symptômes associés à des entérites à *Campylobacter* incluent une importante fièvre, des nausées, des crampes abdominales et des diarrhées parfois sanglantes. L'habitat naturel de la plupart des campylobacters est l'intestin des animaux à sang chaud et des oiseaux. Dans la plupart des cas, *Campylobacter* ne cause pas de désagréments à son porteur. Cet apparent commensalisme, important pour la volaille, pourrait cependant être le résultat d'une réponse immunitaire de l'hôte ayant déjà été confronté à une entérite à *Campylobacter* auparavant. Les principales causes d'infections à *Campylobacter* sont la consommation de lait et de volaille crus ou insuffisamment cuits. Cependant, de nombreuses épidémies touchant un grand nombre de personnes ont été associées à la consommation d'eau non chlorée et contaminée (Mentzing, 1981; Rautelin et al., 1990; Rogol et al., 1983; Sacks et al., 1986; Tauxe et al., 1982; Taylor et al., 1982; Taylor et al., 1983; Vogt et al., 1982).

3.1.3.2.3. DISSÉMINATION DES BACTÉRIES DANS L'ENVIRONNEMENT

Les excréments, humains et animaux, contiennent de grandes quantités de microorganismes et parfois des germes pathogènes pour l'homme et les animaux. L'épandage de ces résidus et le pacage du bétail constituent donc une source de dissémination de ces germes dans l'environnement, pouvant conduire à la contamination des ressources en eau.

Une relation directe a pu être vérifiée entre la présence de bétail sur le bassin d'alimentation et la charge bactériologique d'eaux de surface et souterraine (Howell et al., 1995; Pasquarell et Boyer, 1995; Tranter et al., 1996). Les réponses sont fonction des conditions hydrodynamiques et favorisées en période de pluie (Pasquarell et Boyer, 1995; Petrie et al., 1994; Tranter et al., 1996). La présence de germes en absence de bétail semble démontrer l'existence d'un stock semi-permanent de bactéries dans le bassin d'alimentation (Pasquarell et Boyer, 1995; Tranter et al., 1996).

Des suivis bactériologiques effectués après des épandages montrent l'importance de la végétation dans la survie des germes à la surface du sol (Bouedo, 1990). Les plus fortes concentrations de coliformes et de streptocoques ont été rencontrées sur les sols nus et diminuent rapidement en profondeur. La persistance des germes est nettement moins élevée en présence de végétation. Des *E. coli* et des streptocoques ont cependant été observés à des profondeurs de l'ordre de 1 à plus de 2 mètres de profondeur, en fonction des concentrations en germes utilisées lors des épandages (Rüprich, 1994), mais peu de coliformes atteignent une profondeur de plus de 5 m (Edmonds, 1976). Le transport de ces germes dans les sols s'explique par un cheminement dans les macropores, probablement liées à une activité particulièrement importante des vers de terre. La persistance de ces germes dans les sols est relativement importante et peut atteindre quelques mois (Edmonds, 1976; Rüprich, 1994).

3.1.3.2.4. FACTEURS INFLUENÇANT LA SURVIE DES BACTÉRIES DANS LES EAUX ET L'ENVIRONNEMENT

La survie des bactéries dans les eaux et l'environnement dépend en premier lieu de leurs caractéristiques physiologiques, mais également de celles du milieu considéré par la disponibilité des nutriments (Dawes, 1985), son humidité (Gerba and Bitton, 1994), la lumière (Pommepuy et al., 1996; Reed, 1997), la température (Buchanan et al., 1989; Goverde et al., 1994; Little et al., 1992; Oh et Marshall, 1993; Patchett et al., 1996; Sorrels, 1989), le pH et la présence d'autres microorganismes (Rudolfs, 1950, cité par Gerba et Bitton, 1994). Dans les milieux chimiquement ou physiquement agressifs, les bactéries ralentissent leur métabolisme. Elles y survivent sous leur forme résistante plus ou moins longtemps, mais vont rarement, voire jamais s'y multiplier.

De nombreuses études portent sur le problème de la persistance des bactéries dans divers milieux alimentaires et naturels (voir annexe 4). Les méthodes utilisées lors de l'expérimentation ont malheureusement une grande influence sur les résultats observés (McFeters et Stuart, 1972; Henis et al., 1989), si bien que de grandes divergences peuvent être constatées.

Dans les eaux, la persistance de *E. coli* semble meilleure quand la compétition (ou la prédation) et la température sont faibles (Flint, 1987; Terzieva et McFeters, 1991), ainsi qu'en présence de nutriments (Henis et al., 1989). L'élimination des populations bactériennes peut être approchée par une fonction logarithmique (Matthess et Peckdeger, 1981; Pekdeger et Matthess, 1982) et peut suivre une phase de croissance ou une phase stationnaire (Lim et Flint, 1989; Terzieva et McFeters, 1991). Les expériences conduites montrent une demi-vie comprise entre quelques

heures (10-15°C) à quelques jours (5°C) (Flint, 1987; McFeters et al., 1974).

SALMONELLA

Salmonella est une bactérie mésophile, préférant les températures de 15 à 40°C mais pouvant également croître entre 8 et 45°C (Kauffmann, 1966). A la température de 10°C, la durée de génération est d'environ 10 heures (Mackey et Kerridge, 1988). Quand les températures sont extrêmement basses, les organismes ne se multiplient plus, mais restent viables ou développent des formes non cultivables (Minet et al., 1991). Dans les eaux, la décroissance varie en fonction des espèces (McFeters et al., 1974) et les demi-vies observées sont de quelques heures en général. Les salmonelles peuvent cependant s'y multiplier sous certaines conditions (Hendricks et Morrison, 1967).

La présence de *Salmonella* dans des eaux de surface a été fréquemment reportée (Cherry et al., 1972; Claudon et al., 1971; Moriñigo et al., 1992), ce qui pourrait refléter la possibilité pour cette bactérie de se multiplier dans des conditions naturelles (Cherry et al., 1972), surtout en présence de sédiments (Fish et Pettibone, 1995).

LISTERIA

L. monocytogenes est capable de croître dans des milieux très divers, avec des températures et pH minimaux de respectivement 4°C (Farber et Peterkin, 1991) et 4.4 (Sorrels, 1989).

Ubiquiste, *Listeria* est largement répandue dans l'environnement où sa présence a été découverte dans les sols, la végétation naturelle, les fourrages et des fèces d'animaux (MacGowan et al., 1994; Weis et Seeliger, 1975; Welshimer et Donker-Voet, 1971), parfois en absence de contaminations fécales depuis quelques années ou suffisamment longtemps pour éliminer toute trace d'indicateur de contamination fécale. Elles ont également été isolées d'eaux de puits (Korhonen et al., 1996), parfois en absence d'indicateurs bactériologiques de contamination. La possibilité d'une vie saprophytique de *L. monocytogenes* est donc considérée très sérieusement.

YERSINIA

Y. enterocolitica montre un grand pouvoir d'adaptation dans l'environnement aquatique, avec des exigences en nutriments faibles (Highsmith et al., 1977), une tolérance marquée pour les faibles températures et la capacité de survivre dans l'eau durant de longues périodes (Schillinger et McFeters, 1978). La survie de *Y. enterocolitica* dans un milieu aquatique est limitée à quelques jours pour des températures comprises entre 16 et 30°C (Chao et al., 1988; Lund, 1996), alors qu'elle peut être de plusieurs mois à 4°C, avec une phase de croissance durant les premières semaines (Highsmith et al., 1977; Karapinar et Gönül, 1991).

La présence des yersinias dans les eaux de surface est fréquemment reportée (Brennhovd et al., 1992; Harvey et al., 1976; Kapperud et Jonsson, 1978; Korhonen et al., 1996; Langeland, 1983; Lassen, 1972; Saari et Jansen, 1979), parfois en absence d'indicateurs de contamination (Korhonen et al., 1996). La plupart des souches prélevées dans l'environnement et testées se sont révélées non pathogènes (Schindler, 1984).

CAMPYLOBACTER

Les campylobacters les plus communément associés à des diarrhées, comme *C. coli* et *C. jejuni* sont incapables de croître à moins de 30°C et appartiennent au groupe thermophile. Les campylobacters isolés de l'environnement pouvant provoquer des entérites chez l'homme sont donc le résultat de contaminations directes. La persistance de *C. jejuni* est de l'ordre de une à plusieurs semaines à faible température (4-5°C), de quelques jours à température moyenne (10-25°C) (Blaser et al., 1980a; Korhonen et Martikainen, 1991a; Pickert et Botzenhart, 1985; Stelzer et al., 1989; Wundt, 1985) et de quelques heures à température élevée (37°C) (Buswell et al., 1998; Stelzer et al., 1989). Elle peut cependant également être de quelques jours à basse température (Lund, 1996). La décroissance est fonction de l'eau utilisée et plus rapide dans de l'eau de surface (Pokorny, 1989; Korhonen et Martikainen, 1991a). Une meilleure capacité de survie de ces germes dans de l'eau filtrée montre leur sensibilité à la prédation ou lors de la compétition pour les nutriments¹ (Korhonen et Martikainen, 1991b). *C. jejuni* peut notamment vivre plus de 4 mois dans de l'eau de rivière stérilisée et filtrée (Rollins et Colwell, 1986).

C. jejuni est isolé de manière plus fréquente que *C. coli* et pourrait ainsi montrer une meilleure capacité de survie (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987; Korhonen et Martikainen, 1991a; Martikainen et al., 1990; Rosef et al., 1987). Les sérotypages des souches isolées de l'environnement montrent une grande variabilité et ne sont pas dissemblables de ceux rencontrés lors de gastro-entérites chez l'homme (Fricker et Park, 1989). Une corrélation étroite a été mise en évidence entre le nombre de campylobacters et celui de coliformes totaux pour des eaux de surface (Stelzer et al., 1989), alors qu'elle n'a pu être mise en évidence dans plusieurs autres sites (Carter et al., 1987). Le contenu en campylobacters dans les eaux de surface est fortement dépendant des précipitations, de la température de l'eau et de la présence d'oiseaux aquatiques (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987; Stelzer et Jacob, 1991; Stelzer et al., 1989), ainsi que des apports en eaux contaminées comme les effluents non traités de stations d'épuration en cas de crue et les eaux de ruissellement des terrains agricoles (Bolton et al., 1987). Les campylobacters peuvent être présents dans les eaux de surface durant toute l'année, mais sont en général plus fréquents en automne et en hiver (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987).

3.1.3.2.5. FACTEURS INFLUENÇANT LE TRANSPORT DES BACTÉRIES DANS LES EAUX ET L'ENVIRONNEMENT

Les germes non adaptés aux conditions environnementales souffrent des conditions rencontrées dans les eaux souterraines, principalement en raison du manque de nutriments. L'élimination de ces microorganismes n'est cependant pas uniquement le résultat de leur inactivation. Divers autres processus jouent un rôle considérable dans leur disparition comme l'adsorption (Merkli, 1975; van Loosdrecht et al., 1989) et la dispersion. Les phénomènes d'adsorption sont fonction des caractéristiques de la surface et de celles du milieu aquatique. Les sables chargés négativement à pH 8 (quartz, feldspath potassique) ne montrent une adsorption qu'en présence de cations dans les eaux souterraines (principalement Ca²⁺). Les sables chargés positivement (marbre, serpentine) montrent une bonne adsorption, même en l'absence de cations étrangers. Les différents essais de traçages effectués avec des bactéries montrent que ces phénomènes d'adsorption mis en évidence en laboratoire sont également observables sur le terrain (Alexander et Seiler, 1982; Marti et al., 1979; Oetzel et al., 1991) avec un retard accentué dans les aquifères silteux (Matthess et Pekdeger, 1981)

1. Korhonen a également montré dans cette étude que *E. coli* survit en général mieux que *C. jejuni* dans le milieu aquatique

Les phénomènes de filtration pourraient également se montrer importants dans les aquifères où des particules suffisamment fines le permettent (Althaus et al., 1982; Matthess et Pekdeger, 1981; Pekdeger et Matthess, 1982; Pekdeger et al., 1988). Si des phénomènes de filtration ont pu être mis en évidence par différents essais (Alexander et Seiler, 1982; Havemeister et al., 1985), leur importance semble être fonction de la concentration de départ et de la répartition granulométrique. Les phénomènes de filtration semblent plus prononcés dans la zone non saturée (Seiler, 1988).

Le transport des germes conditionne donc une élimination par différents processus fortement fonction du milieu dans lequel les eaux circulent.

Dans les milieux poreux, les courbes de restitution de plusieurs essais de traçage à l'aide de bactéries montrent un maximum synchrone à celui des traceurs conservatifs, mais sont d'allure plus effilée (Alexander et Seiler, 1982; Havemeister et al., 1985). Les vitesses de transport sont fonction des espèces utilisées (Marti et al. 1979), ainsi que des quantités injectées (seuil de détection, phénomènes de filtration) (Alexander et Seiler, 1982; Riemer, 1983).

Les vitesses et directions de transport des bactéries dans les aquifères karstiques et fissuraux sont déterminées par la nature anisotropique du substratum. Les bactéries peuvent y circuler relativement rapidement et la capacité de filtration est généralement inefficace (Allen et Morrison, 1973). La réduction de la concentration des bactéries est fortement liée aux phénomènes de dilution (Malard et al., 1994). Cependant, dans les parties les moins perméables, les colmatations des petites fissures de la zone non-saturée peuvent réduire les vitesses de percolation et contribuer ainsi à l'élimination des germes. De fortes pluies peuvent néanmoins remobiliser les bactéries par désorption. Une série d'échantillonnages très rapprochés dans le temps effectuée lors d'une crue dans la source de l'Areuse (aquifère karstique) a montré un maximum de concentration en coliformes et entérocoques environ un jour après le maximum des débits, pendant la décrue (Moeschler et al., 1982).

4. MÉTHODOLOGIE

4.1. RÉSEAU D'OBSERVATION

La plupart des observations ont été effectuées entre 1995 et 1997 dans deux régions bien distinctes qui sont le Jura et les Préalpes. Les divers aspects liés à la gestion des engrais de ferme ont principalement été développés dans le bassin d'alimentation de la source du Brassus (prélèvements d'engrais de ferme pour analyses et mise en oeuvre de l'essai de pacage de porcs en semi-liberté). L'étude des contaminations des eaux souterraines et de surface a été effectuée conjointement dans les deux régions. Ces observations ont été complétées par le suivi du lac de Bret et de diverses autres sources situées au pied du Jura vaudois (voir tableau 4.1 et figure 4.1).

	Réseau temporel			Réseau spatial			
Sources		Clos Ister	Confluent	Brassus	Moulinet	Covatanne	Montant
Rivières		Torneresse Ruisseau	L'Eau Froide	Pré de Bière	Feurtille	L'Arnon	La Colline
Lac	Bret						
Total	1	3	2	2	2	2	2

Tableau 4.1: Points d'échantillonnages des réseaux temporel et spatial

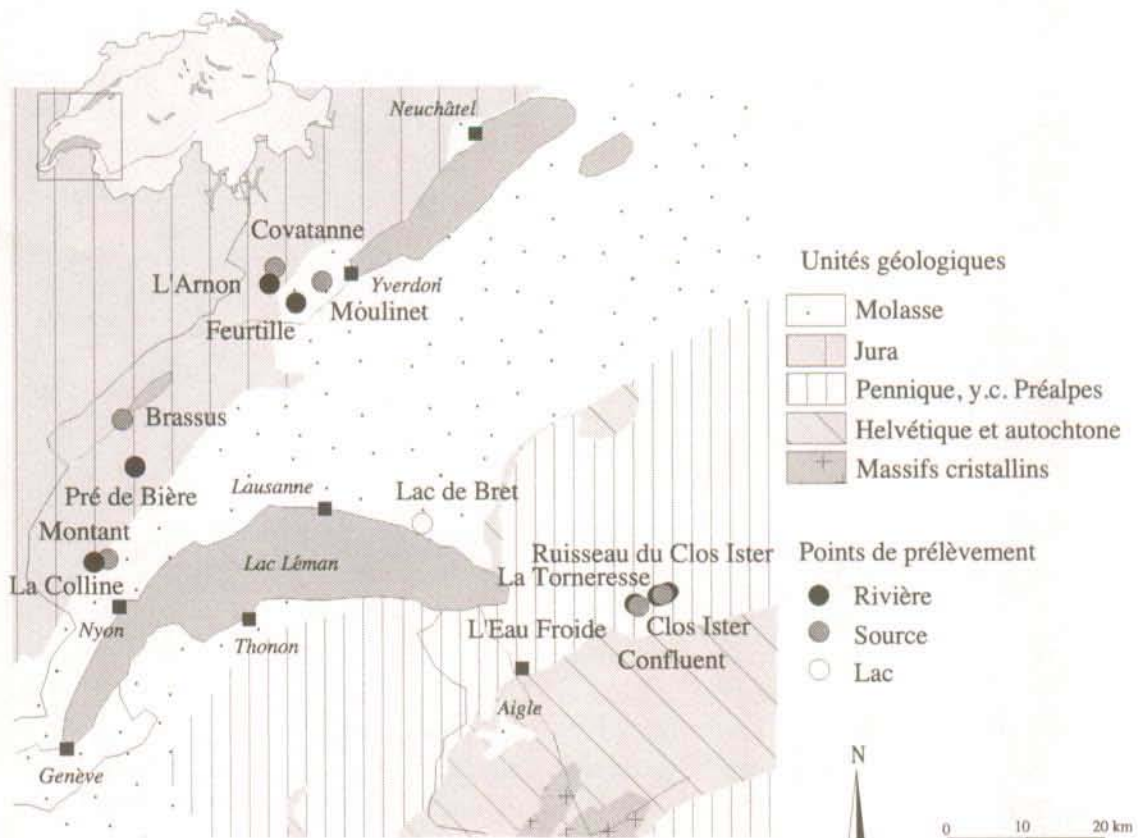


Figure 4.1: Situation des points d'échantillonnage

Deux réseaux d'observation ont été constitués dont un réseau temporel, avec des mesures effectuées de manière mensuelle durant les années 1996-1997 (ou éventuellement hebdomadaire) et un réseau spatial, avec des mesures effectuées ponctuellement (5 échantillonnages entre 1996 et 1997). Le réseau temporel comprend les sites suivants:

- le lac de Bret (SEVL), près de Lausanne;
- la source du Clos Ister aval¹ (SEVL), près de L'Etivaz dans le Pays d'Enhaut, la rivière La Torneresse, et, dès 1997, l'eau du ruisseau du Clos Ister qui coule sur le bassin d'alimentation de la source du même nom (source et ruisseau échantillonnés toutes les semaines entre mai et octobre 1997);
- la source du Confluent (SEVL), près de L'Etivaz dans le Pays d'Enhaut, et la rivière L'Eau Froide;
- la source du Brassus (Commune du Chenit), sur le versant nord du Jura vaudois et le ruisseau du pâturage du Pré de Bière, près du Col du Marchairuz.

Le réseau spatial a été étendu avec différents autres points d'échantillonnage, comprenant des sources et des rivières avoisinantes. Les connexions entre les rivières et les sources sont connues ou fortement soupçonnées (Blanc, 1990; GEOLEP, 1994):

- la source du Moulinet (SI Yverdon) et la perte de la Feurtille à l'ouest d'Yverdon;
- la source de la Covatanne (Commune de Vuiteboeuf) et la rivière L'Arnon à l'ouest d'Yverdon;
- la source du Montant (Communes de Genolier, Arzier-le-Muids et Gland) et la rivière La Colline au nord de Nyon.

Un essai d'élevage de porcs en semi-liberté a été mis sur pied sur l'alpage des Amburnex, appartenant à la Ville de Lausanne. Il est situé près du Col du Marchairuz, dans le bassin d'alimentation de la source du Brassus.

4.1.1. CRITÈRES DE CHOIX

Les points d'échantillonnage des réseaux temporel et spatial ont été choisis en fonction de différents critères qui sont les suivants:

- vulnérabilité;
- situation géographique et accessibilité;
- taille et utilisation du bassin d'alimentation;
- données disponibles.

4.1.1.1. VULNÉRABILITÉ

La plupart des sources ont été choisies avant tout pour leur vulnérabilité reconnue face aux contaminations potentielles. Celle-ci a été mise en évidence périodiquement par des contaminations chimiques et/ou bactériologiques liées aux diverses activités agricoles dans le bassin d'alimentation (Brassus, Clos Ister, Confluent). Cette vulnérabilité intrinsèque est fonction de divers paramètres pédologiques, géologiques et hydrogéologiques qui déterminent les conditions de circulation des eaux souterraines.

1. Clos Ister est le nom donné à deux sources voisines qui sont habituellement distinguées par les qualificatifs amont et aval. La source étudiée dans le cadre de cette étude est Clos Ister aval, qu'on nommera simplement Clos Ister.

4.1.1.2. SITUATION GÉOGRAPHIQUE ET ACCESSIBILITÉ

Le cadre géographique de cette étude a été limité aux régions de montagnes. Les sites étudiés ne devraient cependant pas être trop éloignés du laboratoire et suffisamment accessibles (même en hiver!) afin:

- d'assurer un suivi temporel;
- de permettre l'échantillonnage d'un grand volume d'eau;
- de garantir un retour au laboratoire rapide afin d'effectuer les diverses manipulations nécessaires à la bonne conduite des analyses.

4.1.1.3. TAILLE ET UTILISATION DU BASSIN D'ALIMENTATION

Afin d'éliminer au maximum les interférences dues à plusieurs activités dans le bassin d'alimentation, les sources du réseau temporel ont été choisies en zones agricoles extensives, où l'activité principale exercée est le pacage du bétail (SVVA, 1991; SVVA, 1994). L'étude a notamment été focalisée sur le cas de la source du Clos Ister en raison de sa petite taille permettant une bonne vision globale des activités sur la bassin d'alimentation.

4.1.1.4. DONNÉES DISPONIBLES

Certaines sources ont été choisies à l'aide et en raison des données disponibles, recueillies lors d'études hydrogéologiques (Blanc, 1990; GEOLEP, 1991; GEOLEP, 1994; Norbert, 1988) et agronomiques (Prométerre, 1996; SVVA, 1991; SVVA, 1994). Ces données ont permis de cerner rapidement et globalement les caractéristiques hydrogéologiques de ces sources. Le laboratoire cantonal a également effectué un suivi de certaines sources depuis 1983, à raison de 4 mesures et analyses par an. Les événements polluifs de la source du Brassus de 1989 et 1991 y sont extrêmement bien documentés. Les mesures et analyses ont été effectuées de manière journalière durant les premières semaines, puis hebdomadaire durant quelques mois.

4.1.2. DESCRIPTION DES SITES PRINCIPAUX

4.1.2.1. BRET

4.1.2.1.1. SITUATION GÉOGRAPHIQUE

Le lac de Bret est situé à une dizaine de km à l'est de Lausanne, au nord-ouest de Puidoux. Il est de forme allongée (voir dimensions dans le tableau 4.2) et orienté vers le nord-est, parallè-

Caractéristiques	
Longueur [m]	1'500
Largeur maximale [m]	400
Profondeur maximale [m]	20
Surface [m ²]	500'000
Volume total [m ³]	4'565'000
Niveau maximal [m.s.m.]	673.5

Tableau 4.2: Caractéristiques du lac de Bret

lement aux structures morphologiques (rivière et collines) et géologiques (Bersier, 1954; Weidmann, 1988a). Le bassin d'alimentation global du lac a une altitude moyenne de 700 m alors

que le lac est situé à 673.50 m (voir figure 4.2).

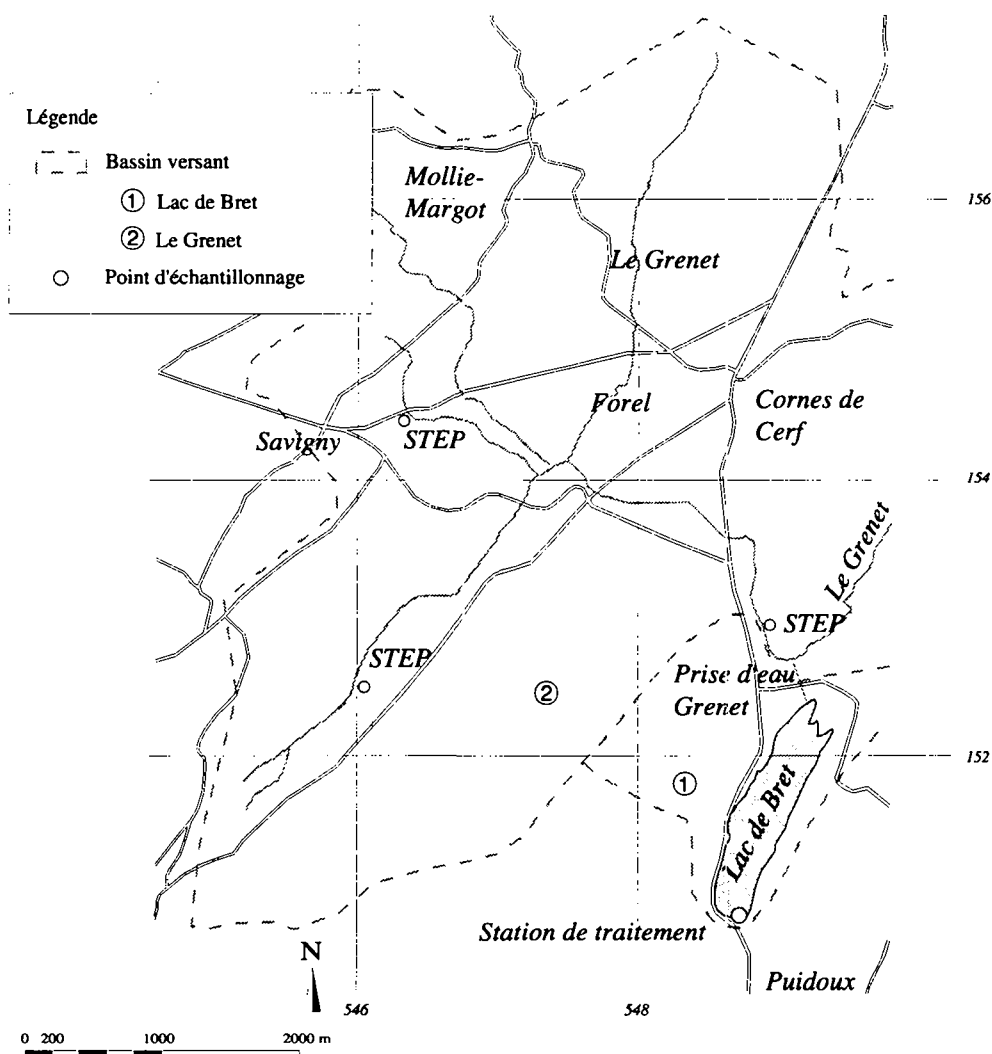


Figure 4.2: Le lac de Bret et son bassin d'alimentation naturel et artificiel (recharge par le Grenet)

4.1.2.1.2. HISTORIQUE DE L'EXPLOITATION

Le lac de Bret est utilisé dès 1875 comme eau industrielle et afin de produire de l'énergie motrice par la Compagnie du chemin de fer de Lausanne à Ouchy et des Eaux de Bret. La concession l'autorisait à exécuter une digue afin de surélever le niveau primitif du lac, un barrage sur le ruisseau du Grenet ainsi qu'une galerie de liaison permettant une recharge du lac (SEVL, 1987). La galerie de liaison du Grenet a permis de multiplier par 10 le bassin d'alimentation du lac qui n'occupait antérieurement que 2 km². Le lac de Bret est donc un lac-barrage dont la recharge principale est réglée par le débit au barrage du Grenet. La décharge du lac passe entièrement par la conduite de prise dont la crépine est située à 11 m en-dessous du niveau maximal du lac. Le lac atteint le volume de 4.6 mio de m³ et permet une exploitation annuelle de 6 mio de m³ d'eau, ce qui représente le 13.6% de la consommation en eau de la région lausannoise (59.1% par le Léman et 27.3% par diverses sources).

4.1.2.1.3. CARACTÉRISTIQUES DU LAC ET HYDROCLIMATOLOGIE

Le lac de Bret appartient à la catégorie des lacs eutrophes, avec un phytoplancton très abondant dans l'épilimnion et une barre thermique marquée à gradient important en juillet-août (Mercier et Gay, 1954). Durant la période de stratification d'été, les eaux sont saturées en O₂ dans les couches supérieures. Les teneurs en oxygène diminuent très rapidement en profondeur alors que le CO₂ libre augmente. L'hypolimnion est alors pratiquement isolé des couches supérieures en raison de la densité plus élevée de l'eau qui s'oppose au mélange des couches. Lorsque le gradient se dissipe par refroidissement des couches supérieures en automne, respectivement réchauffement au printemps, un brassage généralisé du lac est possible. Le mélange résultant du brassage, généralement induit par des courants engendrés par la bise, permet une oxygénation du fond du lac. Des brassages partiels peuvent exister également en été par vent fort, malgré la stratification. L'effet d'une bise importante a pu notamment être montré au mois de juin jusqu'à une profondeur de 6 m. Sa surface gèle en hiver et la température de l'eau de fond peut descendre en-dessous de 4°C (Mercier et Gay, 1954).

Le barrage sur la rivière du Grenet a permis une extension du bassin d'alimentation qui pourrait théoriquement assurer un apport de plus de 10 mio de m³, calculé avec une hauteur de pluie annuelle de 1350 mm (SEVL, 1987) (voir le tableau 4.3). En fait, les prélèvements sur le Grenet

	BA Grenet	Lac	BA lac	Total
Surface totale [km ²]	21.3	0.5	2.0	23.8
Volume annuel moyen des pluies [mio m ³]	28.75	0.68	2.70	32.13
Evapotranspiration [mio m ³]	16.00	-	1.50	17.50
Evaporation du lac [mio m ³]	-	0.18	-	0.18
Infiltration profonde (estimation) [mio m ³]	2.00	0.20	0.20	2.40
Eaux de surface et de ruissellement [mio m ³]	10.75	0.30	1.00	12.05

Tableau 4.3: Apports et pertes en eau naturels des bassins d'alimentation (BA) du Grenet et du lac de Bret (SEVL, 1987)

sont de l'ordre de 3.5 mio de m³/an. A la Tour de Gourze située à l'extrémité sud du bassin d'alimentation du Grenet, les précipitations mesurées en 1996 et 1997 fournissent une valeur moyenne annuelle d'un peu plus de 1150 mm (ISM). Mercier (1954), a constaté qu'elles étaient légèrement inférieures à celles mesurées près du lac.

Des bilans des flux d'eau du lac ont été calculés pour les années 1961 à 1979 à l'aide des moyennes mensuelles (Dupertuis et al., 1980) et pour l'année 1981 (Zumstein, 1989). La période principale de recharge est hivernale. Elle s'étend jusqu'en mai et débute à fin septembre pour 1981 (Zumstein, 1989). La recharge par le Grenet est plus importante globalement entre novembre et mars (voir figure 4.3) (Dupertuis et al., 1980), alors que les précipitations sont les plus fortes en été.

4.1.2.1.4. GÉOLOGIE

Le lac de Bret occupe une dépression creusée dans les grès de la Cornalle de la molasse chatienne subalpine (molasse d'eau douce inférieure). Les faciès sont typiquement composés d'une alternance de marnes plus ou moins silteuses et de bancs gréseux rarement très épais (entre 1 et 4 m) (Weidmann, 1988b). Ces grès sont généralement fins mais peuvent parfois se montrer sous des formes plus grossières voire microconglomératiques. Leur pendage dans les environs du lac de Bret ont un azimuth vers le sud-est et sont compris entre 8 à 20° (Weidmann, 1988a).

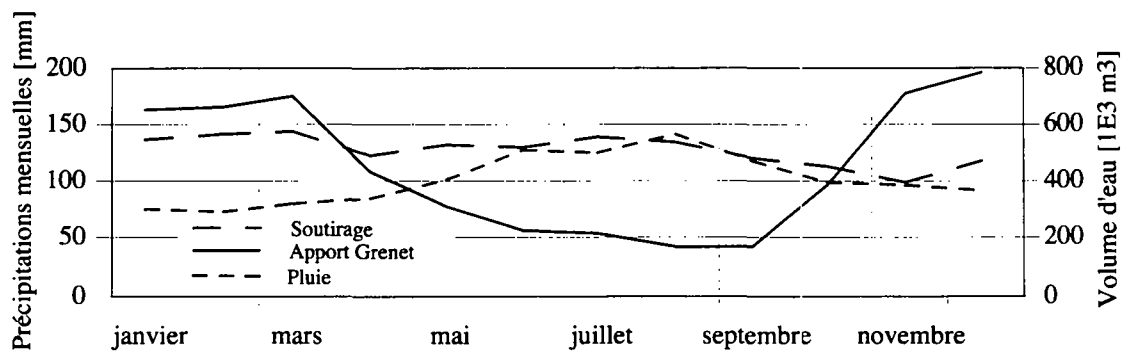


Figure 4.3: Moyennes mensuelles des précipitations, des volumes d'eau entrés dans le lac par la conduite du Grenet et soutirés à la station de Bret, calculées entre 1961 et 1979 (d'après les données de Dupertuis et al., 1980).

La molasse, comme ailleurs sur le plateau, est partiellement recouverte (Bersier, 1954):

- de moraine de fond alpine (limon argilo-sableux à graviers, pierres et blocs) (Arn, 1984);
- d'"argiles" glacio-lacustres, provenant du lessivage ancien de la moraine par les eaux de fonte et de pluie (plusieurs mètres dans la grande cuvette de la Mortigue);
- de tourbes (tourbière du Tronchet);
- de produits d'altération des couches molassiques et de la moraine désagrégée, ameublis, remaniés par le ruissellement sur les pentes et plus ou moins évolués en sol.

La partie sud du lac est fermée par des moraines latérales sablo-graveleuses plus grossières, qui jalonnent le sommet du versant lémanique entre 650 et 700 m d'altitude (Jaccard, 1869, cité par Weidmann, 1988b; Necker, 1841) et datent du stade de Bret (Bersier, 1942).

4.1.2.1.5. OCCUPATION DU BASSIN D'ALIMENTATION

Le bassin d'alimentation naturel du lac de Bret (2 km²) comprend un peu plus d'une vingtaine de lotissements, dont la plupart sont des exploitations agricoles. La moitié de la surface environ est cultivée (Dupertuis et al., 1980) et 0.2 km² sont occupés par la forêt.

L'extension du bassin d'alimentation par les apports du Grenet permet de recueillir les eaux de surface provenant d'un réseau hydrographique complexe et réticulé comprenant plusieurs ruisseaux dont La Neirigue et La Mortigue. Une grande partie des terres du bassin d'alimentation sont occupées par l'agriculture (1750 ha sont cultivés) (Dupertuis et al., 1980), alors que 3.8 km² sont occupées par la forêt. Le bassin d'alimentation comprend deux villages, Savigny et Forel et de nombreux lotissements isolés. Une partie des eaux usées est traitée dans trois stations d'épuration, Pra Charbon, La Charcottaz et Le Pigeon, la dernière rejetant ses effluents à l'aval du barrage (Zumstein, 1989).

4.1.2.2. PAYS D'ENHAUT

Les sources du Clos Ister et du Confluent sont toutes deux situées dans le Pays d'Enhaut. Afin d'éviter de fastidieuses répétitions, elles sont présentées dans un chapitre commun.

4.1.2.2.1. SITUATION GÉOGRAPHIQUE

L'Etivaz, le village le plus proche des deux sources étudiées dans le Pays-d'Enhaut, est un petit hameau situé à environ 40 kilomètres à vol d'oiseau à l'est-sud-est de Lausanne. Il fait partie de

la commune de Château d'Oex, chef-lieu du district du Pays d'Enhaut dans les Préalpes vaudoises. Cette région est principalement rurale mais connaît de fortes affluences touristiques, principalement durant la saison hivernale en raison des sports d'hiver. L'Étivaz (171 habitants en 1994), mis à part les gourmands (le fromage de L'Étivaz est célèbre loin à la ronde et ses caves d'affinage sont très prisées du public) et les sportifs (randonneurs pédestres et à ski), ne connaît pas ces affluences touristiques.

A l'amont de l'Étivaz, vers le Sud, Sud-Est, le paysage est découpé par deux petites vallées (voir

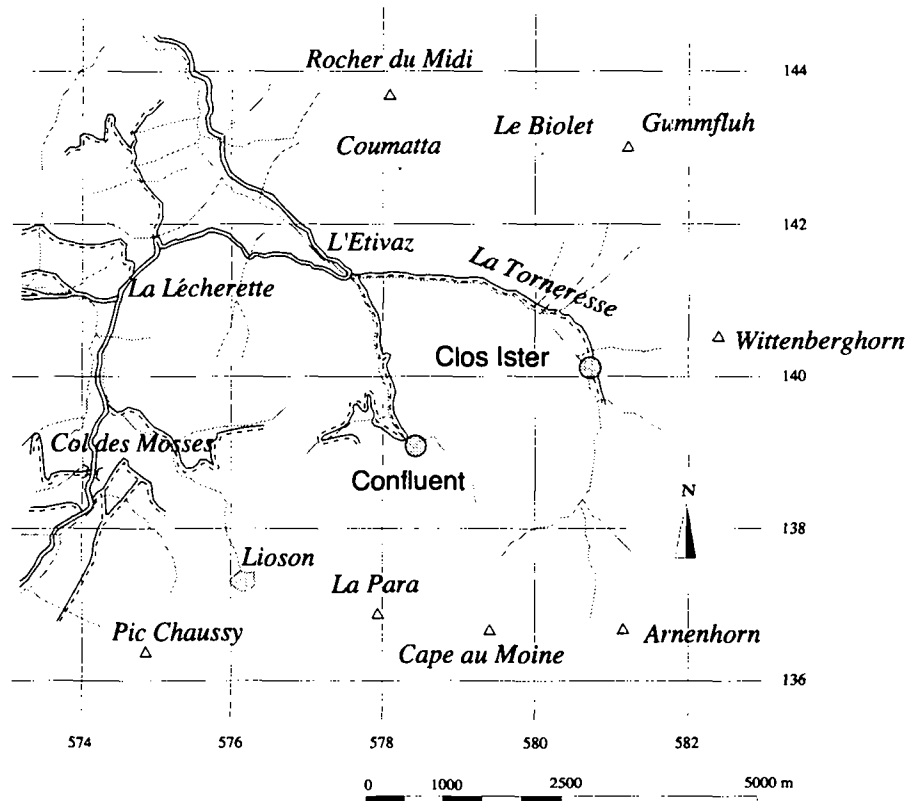


Figure 4.4: Situation des sources du Clos Ister et du Confluent

figure 4.4). La source du Clos Ister (aval) se trouve dans la vallée située à l'est, creusée par La Torneresse, alors que la source du Confluent Inférieur est située dans la vallée ouest où coule L'Eau Froide. Les bassins d'alimentation des sources étudiées sont situés entre les altitudes de 1300 et 2500 mètres, en climat tempéré et humide. La moyenne des précipitations annuelles mesurées à la station pluviométrique du Col des Mosses (ISM, 1445 m.s.m.) est de 1540 mm pour les années 1996 et 1997. La moyenne journalière est de 4.2 mm pour cette période, avec un maxima de 67.8 mm le 29 novembre 1996. L'altitude induit des températures relativement fraîches et les précipitations tombent généralement sous forme de neige entre novembre et avril. La température moyenne annuelle mesurée à la station climatologique de Château d'Oex (ISM, 980 m.s.m.) est de 7°C (1996-1997), alors que les moyennes mensuelles oscillent entre 2 et 12°C (les valeurs rencontrées sur les bassins d'alimentation étudiés sont vraisemblablement plus faibles en raison de la plus courte durée d'ensoleillement journalière et de l'altitude). Les influences climatiques proviennent principalement des régions orientales en hiver, amenant de l'air froid et sec, et de l'océan Atlantique en été, amenant de air humide.

CLOS ISTER

Le bassin d'alimentation de la source du Clos Ister est de petite taille et couvre environ 0.7 km² (voir figure 4.5). Il est de forme allongée dans la direction est-nord-est. Il est compris entre les

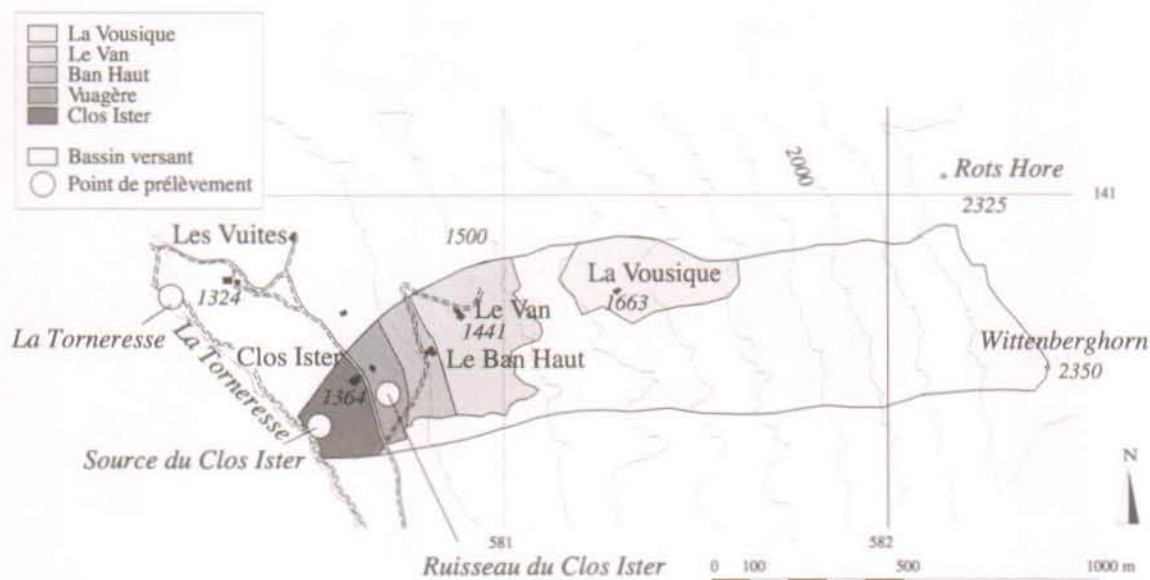


Figure 4.5: Bassin d'alimentation de la source du Clos Ister

altitudes de 1300 et plus de 2300 m, correspondant respectivement au niveau d'écoulement de La Torneresse et à l'altitude du Wittenberghorn. La majeure partie de la superficie est occupée par des pâturages, le reste étant des rochers, des forêts, ainsi que quelques fermes.

CONFLUENT

Le bassin d'alimentation de la source du Confluent Inférieur est de taille plus importante avec une superficie d'environ 4.9 km² (voir figure 4.6). Il est situé entre les altitudes de 1800 et 2500 m et limité par les Arpillés à l'est, la Tornette au sud et la Tête de Lévanchy à l'ouest. Il est principalement occupé par des alpages estivaux, des bois et des versants rocheux.

4.1.2.2.2. EXPLOITATION

De nombreuses sources apparaissent dans cette région du Pays d'Enhaut et un grand nombre de celles-ci appartiennent et sont exploitées par le SEVL et la SRE pour une double production: eau potable et électricité¹ (Norbert, 1988). Les apports du Pays d'Enhaut représentent 14.5% de l'alimentation en eau de la ville de Lausanne² (SEVL, 1987).

Ces sources ont été captées à la fin du siècle passé ainsi qu'au début de ce siècle par des galeries plus ou moins longues, selon les conseils de W. Schardt. Diverses études et essais de traçage ont permis à M. Lugeon la prescription de certaines mesures en vue de l'amélioration de la qualité de ces sources. La plupart de celles-ci fournissent de l'eau de bonne qualité, hormis celles du Confluent et de Clos Ister qui sont sujettes à des contaminations microbiologiques et détour-

1. turbinage à Sonzier par la SRE

2. 6.4 mio de m³ par an

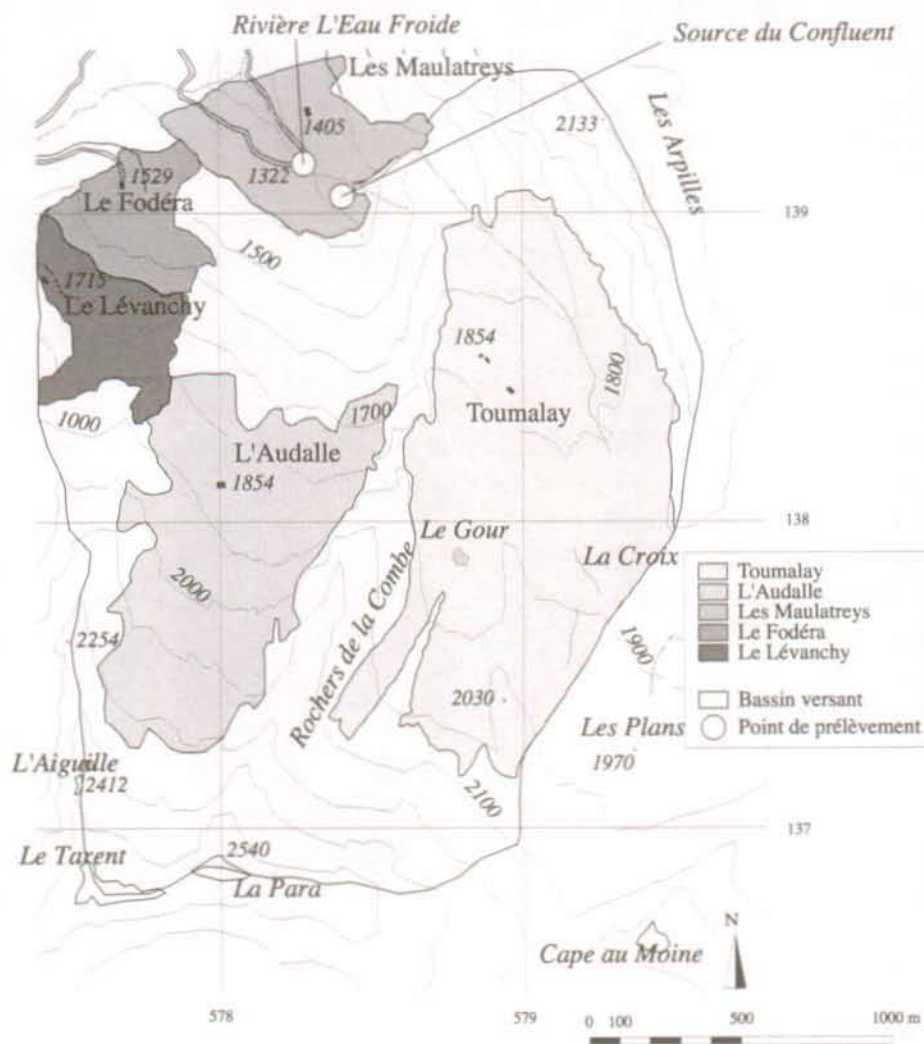


Figure 4.6: Bassin d'alimentation de la source du Clos Ister

nées du réseau d'alimentation durant le période estivale¹.

4.1.2.2.3. GÉOLOGIE

La région étudiée fait entièrement partie de la Nappe du Niesen, d'origine nord pennique et constituée de roches mésozoïques dont un soubassement de Trias et de Jurassique inférieur surmonté d'une épaisse série de Crétacé supérieur (Maestrichtien) sur laquelle se trouve une mince formation Tertiaire (Lutétien). Le soubassement est principalement formé de calcaires et de cornieules. La série maestrichtienne comprend une alternance de faciès très différents formée de conglomérats, de flyschs schisteux, gréseux et calcaires et de calcschistes et se termine avec le flysch schisteux tertiaire. Les formations quaternaires présentes sur les bassins d'alimentation sont des moraines, des éboulis de pente et des cônes de déjection.

1. sources non exploitées entre le 16 mai et le 6 octobre 1996 et entre le 21 mai et le 22 octobre en 1997

En rassemblant les deux bassins, nous obtenons une représentation presque complète de la série maestrichienne de la Nappe du Niesen qui comprend (Lombard, 1975):

- Flysch grés-schisteux: cette série épaisse de 50-100 m est formée d'une alternance de schistes et de grès, ces dernières formant des strates plus épaisses et plus fréquentes que les schistes (grauwackes polygéniques avec ciment argileux). Les schistes sont argileux, noirs et brillants.
- Flysch grés-calcaire: cette série (50-100 m) est composée de grès bien stratifiés et de lits schisteux (argileux et noirs) et parfois de microbrèches. Des débris d'encrines leur donnent l'apparence de grès spathiques.
- Conglomérat intermédiaire: ce conglomérat polygénique en bancs épais est composé de grains mal triés de granite, gabbros, gneiss, micaschistes, calcaires dolomitiques. Le ciment, rare, est gréseux ou calcaréo-dolomitique.
- Flysch à calcaire blanc: d'une épaisseur de 10 à 80 m, cette série est principalement conglomératique, avec des intercalations de calcaires fins et de calcschistes marquant la stratification.
- Conglomérat moyen: série massive de conglomérats polygéniques en gros bancs d'une épaisseur totale de 50-80 m. Les éléments, mal classés, sont principalement calcaires.
- Calcschistes zoogènes: l'épaisseur de cette série est de 20 à 40 m. Elle est composée principalement de calcaire détritique sableux bleuté. Présence de nombreux débris d'oursins, coquilles et foraminifères.

CLOS ISTER

Le bassin d'alimentation de la source du Clos Ister est constitué en majeure partie par les flyschs grés-calcaires et grés-schisteux dont le pendage¹ est inverse à celui de la pente topographique (voir figure 4.7).

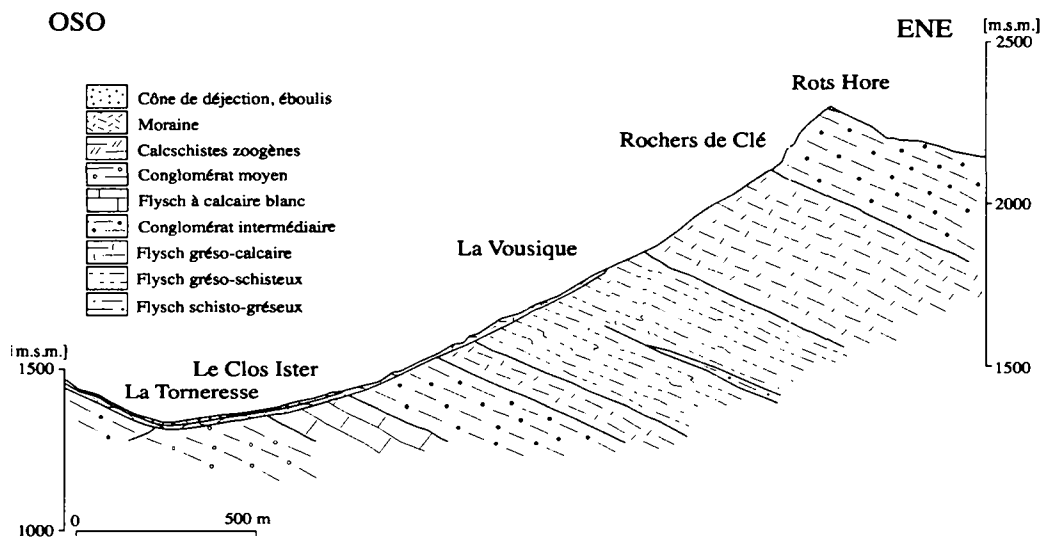


Figure 4.7: Coupe géologique de direction OSO-ENE à travers le bassin d'alimentation de la source du Clos Ister

Les strates sont agencées en un grand pli isoclinal dont le coeur, faillé, est occupé par les flyschs schisto-gréseux (qui n'affleurent pas à cet endroit). Le tiers supérieur du bassin d'alimentation

1. 30° vers le N-NE

est constitué par tout ou partie des séries des flyschs gréso-schisteux, gréso-calcaires, du conglomérat intermédiaire et du flysch à calcaires blancs en position normale. La moitié inférieure est en position inverse et composée des flyschs gréso-schisteux, gréso-calcaires, du conglomérat intermédiaire, des flyschs à calcaire blanc et du conglomérat moyen. Elle est recouverte par des placages morainiques, eux-même surmontés par des sédiments de cône de déjection dans la partie inférieure.

CONFLUENT

Le bassin d'alimentation de la source du Confluent est séparé en deux parties distinctes par une faille de direction N-S (McConnell, 1951). A l'ouest, les flyschs à calcaires blancs sont surmontés par les conglomérats moyens, eux-même recouverts par les calcschistes zoogènes (pendages de 30° vers le NE). A l'est, les mêmes séries forment un pli couché dont le coeur est occupé par les calcaires blancs (voir figure 4.8). Dans la partie est du bassin d'alimentation, les calcaires

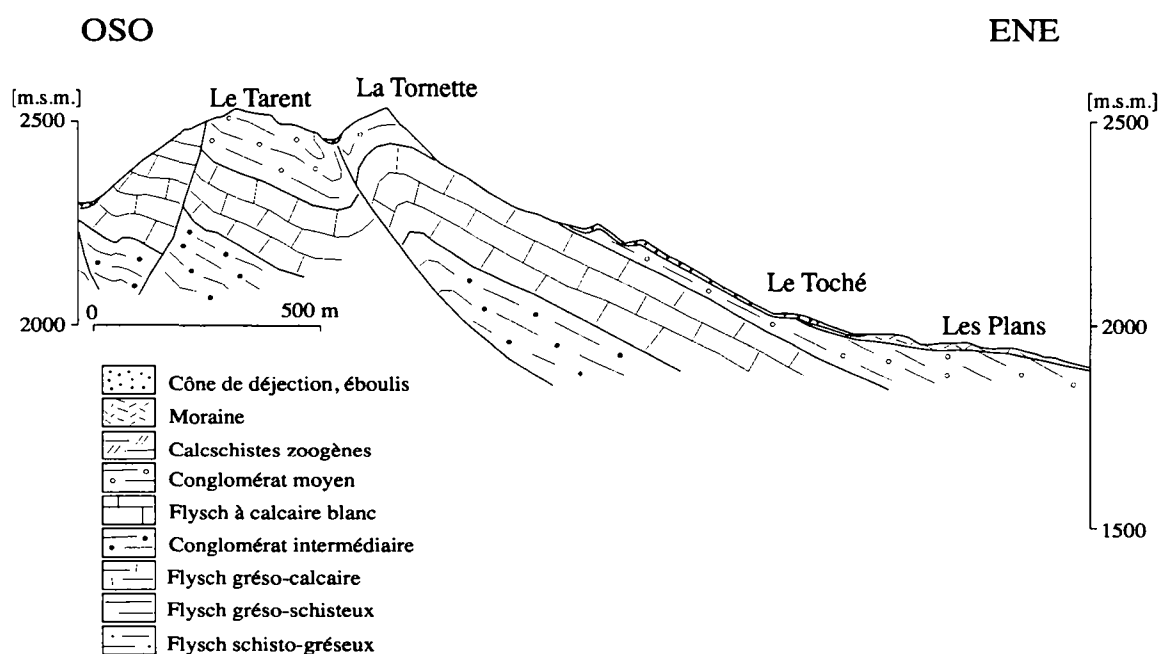


Figure 4.8: Coupe géologique de direction OSO-ENE à travers le bassin d'alimentation de la source du Confluent

blancs et le conglomérat intermédiaire des Arpilles chevauchent cet ensemble selon un plan qui affleure approximativement au fond des vallées creusées par L'Eau Froide et La Torneresse (figure 4.9). Les affleurements sont partiellement recouverts dans la partie inférieure du bassin d'alimentation par des placages morainiques et des sédiments de cônes de déjection, et dans la partie supérieure par des éboulis.

4.1.2.2.4. HYDROGÉOLOGIE

La plupart des aquifères de la région du Pays d'Enhaut appartiennent à deux types principaux:

- le premier type correspond à l'aquifère principal de la nappe du Niesen et est constitué par les roches du conglomérat moyen. La karstification légère de la matrice calcaire y permet la formation d'un karst de type dispersé (Parriaux et al., 1990);

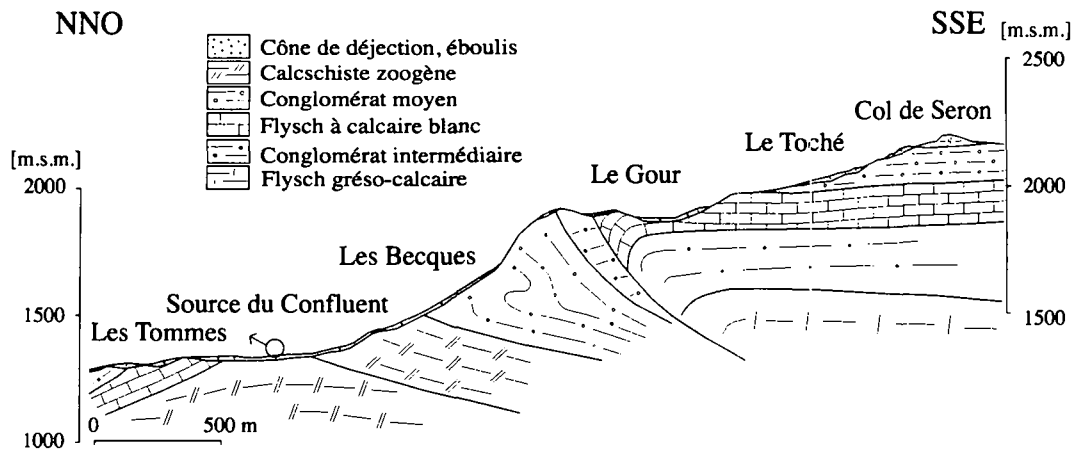


Figure 4.9: Coupe NNO-SSE à travers le bassin versant de la source du Confluent

- le deuxième type d'aquifère rencontré est de nature plus superficielle et correspond aux formations quaternaires. Les plus fréquemment rencontrés sont les alluvions, les éboulis ou les cônes de déjection. L'imperméabilité du substratum est généralement assurée par des placages morainiques, pouvant également donner naissance à des zones humides ou des petits lacs (gours).

CLOS ISTER

L'aquifère de la source du Clos Ister est constitué d'une épaisseur de 5 à 10 mètres de matériaux grossiers très perméable d'un cône de déjection qui recouvrent une moraine de fond imperméable. La grande variabilité des débits, avec un tarissement possible, montre que cet aquifère, étendu en surface mais peu épais, non saturé et très perméable, s'épuise rapidement (Norbert, 1988). Son alimentation est assurée par les précipitations sur le cône de déjection et par le ruissellement sur les pentes raides du Wittenberg-Rothorn.

Un essai de traçage dans le bassin d'alimentation a mis en évidence des vitesses de circulation très rapides de 18 m/h environ¹. Les débits minimaux et maximaux mesurés à la source du Clos Ister sont respectivement de 0 et plus de 800 l/min.

Un sondage à la pelle rétro² a montré que l'aquifère n'est protégé que par une couche superficielle peu perméable mais probablement discontinue de un à deux mètres d'épaisseur.

CONFLUENT

L'aquifère de la source du Confluent inférieur est constitué d'une épaisseur de 5 à 10 mètres de matériaux grossiers très perméable d'éboulis, de cônes de déjection et alluvions qui recouvrent une moraine de fond imperméable (Norbert, 1988).

Les débits de la source sont très variables, avec un étiage hivernal très sévère en raison du manque d'alimentation par les précipitations, stockées sous forme de neige jusqu'au mois de mars. La fonte des neiges participe activement à la recharge de l'aquifère. Les débits minimaux et

1. Injection de 2 kg KI (iodure de potassium) et de 2 m³ d'eau le 28 octobre 1987, à une distance de 50 mètres environ de la source

2. En vue de la mise en oeuvre de l'essai de traçage

maximaux mesurés dans la source du Confluent sont respectivement de 16 et 10'500 l/min.

Les essais de traçage effectués dans le bassin d'alimentation mettent en évidence des circulations rapides. Un essai de traçage à la fluorescéine, mis en oeuvre par Lugeon le 31 mai 1903, a permis de mettre en évidence un lien avec le ruisseau de Toumalay qui aboutit à L'Eau Froide. Le colorant a parcouru une distance de 120 m en moins de 90 minutes, donc à une vitesse approximative de 80 m/h (Norbert, 1988). Un essai de traçage à l'uranine a été effectué le 24 septembre 1987 depuis le ruisseau temporaire de la combe située à une centaine de mètres à l'est du chalet Toumalay. Le traceur a été emporté jusque dans L'Eau Froide et a permis la mise en évidence d'une connexion rapide entre les eaux de surface et la source du Confluent. Un colorant injecté dans un affleurement conglomératique fissuré à 130 mètres au sud de l'alpage du Lévanchy n'a pas réapparu dans la source du Confluent (Norbert, 1988).

4.1.2.2.5. LES SOLS

Les sols rencontrés dans le bassin d'alimentation sont souvent les produits de l'altération des flyschs et sont donc très argileux. Leur épaisseur est fonction de la pente. Elle est généralement faible sur les parties hautes des versants et plus importante dans les parties basses, où les terrains s'horizontalisent. Les sols des parties basses des bassins d'alimentation permettent donc généralement une meilleure épuration des eaux d'infiltration. Cependant, la couverture protectrice n'est pas suffisante dans le cas des deux sources étudiées pour prévenir les contaminations microbiologiques.

4.1.2.2.6. OCCUPATION DES SOLS

L'occupation des sols des deux bassins d'alimentation étudiés sont présentés dans le tableau 4.4. Ils ont été étudiés dans le cadre des activités du groupe de travail Gest'alpe¹ (SVVA, 1994). La taille des bassins d'alimentation est relativement différente puisque la superficie du bassin d'alimentation de la source du Confluent atteint 487 ha, alors que celle de la source du Clos Ister est de 73 ha.

	Clos Ister		Confluent	
	Superficie [ha]	Superficie %	Superficie [ha]	Superficie %
Pâturages (<50% arbres et broussailles)	23	32	245	50
Forêts parcourues par le bétail (>50% arbres et broussailles)	2	3	22	4
Forêts non parcourues par le bétail	17	24	79	16
Friches, broussailles, rochers	30	42	141	29
Total	72		487	

Tableau 4.4: Occupation des sols des bassins d'alimentation des sources du Clos Ister et du Confluent

Les surfaces improductives du point de vue agricole occupent une grande partie du bassin d'alimentation, avec plus de 60% pour Clos Ister et 45% pour Confluent. Les forêts occupent entre 20 et 30% des bassins d'alimentation, alors que la proportion des pâturages est de 30% pour Clos Ister et 50% pour Confluent. La part plus élevée de pâturages dans le bassin d'alimentation

1. Le groupe de travail Gest'alpe a été constitué à la demande du Service de l'Agriculture du Canton de Vaud suite aux accidents polluifs survenus à la source du Brassus et dans le but d'envisager les mesures susceptibles de les éviter dans le futur.

de la source du Confluent peut être expliquée par une topographie plus douce, comprenant un haut plateau et permettant l'estivage.

4.1.2.2.7. SYSTÈME AGRICOLE

Dans la région de L'Etivaz, les activités agricoles sont généralement limitées à la production laitière et les cultures y sont rares. La plupart des exploitations produisent un fromage à pâte dure dont l'affinage est centralisé dans les caves de L'Etivaz.

Le système régional d'estivage dans le Pays d'Enhaut est caractérisé par une transhumance de troupeaux de 25 à 50 vaches. Les exploitations alpestres sont constituées de plusieurs chalets (échelons) situés à différentes altitudes. Le bétail progresse durant la saison de manière à atteindre les échelons les plus élevés durant l'été et redescend en automne sur les pâturages les plus bas pour un deuxième passage. L'utilisation de chaque échelon est fonction du fourrage disponible sur les pâturages par rapport à la taille du troupeau et dure entre trois semaines et deux mois. En raison des nombreuses transhumances, le petit lait résultant de la production du fromage est rarement valorisé¹. La production d'engrais de ferme y est généralement faible et si ceux-ci sont souvent utilisés comme fumure, les moyens de stockage sont souvent absents² en raison du manque d'accessibilité (absence de possibilité d'épandage mécanique).

CLOS ISTER

Le bassin d'alimentation de la source du Clos Ister comprend des échelons bas ou moyens de différents alpages. Le bétail y est donc présent à plusieurs reprises (entre 2 et 5 fois par saison), principalement en début et en fin de saison (voir tableau 4.5).

	1996		1997	
	Présence du bétail	Epandage d'engrais de ferme	Présence du bétail	Epandage d'engrais de ferme
Le Clos Ister	20.5.96 - 10.6.96 28.9.96 - 6.10.96	25.10.96	25.5.97 - 15.6.97 25.9.97 - 2.10.97	9.10.97
Vuagère	15.5.96 - 25.5.96 1.10.96 - 15.10.96	16.10.96	29.5.97 - 14.6.97 29.9.97 - 15.10.97	16.10.97
Le Ban Haut	22.5.96 - 31.5.96 25.6.96 - 28.6.96 29.8.96 - 30.8.96 27.9.96 - 27.9.96	1.7.96 10.10.97	22.5.97 - 4.6.97 26.6.97 - 28.6.97 7.7.97 - 13.7.97 27.8.97 - 28.8.97 1.10.97 - 13.10.97	18.7.97 15.10.97
Le Van	23.5.96 - 31.5.96 8.6.96 - 25.6.96 31.8.96 - 21.9.96	12.10.96	28.5.97 - 5.6.97 14.6.97 - 28.6.97 30.8.97 - 20.9.97	12.10.97
La Vousique	30.5.96 - 18.7.96 21.9.96 - 2.10.96		31.5.97 - 23.7.97 22.9.97 - 4.10.97	

Tableau 4.5: Présence du bétail et épandages d'engrais de ferme dans le bassin d'alimentation de la source du Clos Ister.

Le cheptel est hétérogène à l'échelle du bassin. Afin de pouvoir comparer la charge représentée par des animaux de plusieurs espèces et de plusieurs tailles différentes (âge), les animaux ont

1. Les chalets ne sont souvent pas accessibles par la route et le transport de porcs se révèle très difficile dans ces conditions.
2. Sur les bassins d'alimentation étudiés, seul le chalet Toumalay est équipé d'une fosse.

été normalisés en UGBF. Pour les années 1996-1997, le nombre moyen d'UGBF dans le bassin d'alimentation est de 8.5 UGBF¹, avec un maximum de 91.3 UGBF et un minimum de 0.0 UGBF. Rapportée à la surface (25.3 ha), la charge est en moyenne de 0.3 UGBF/ha, avec un maximum de 3.6 UGBF/ha et un minimum de 0.0 UGBF/ha.

CONFLUENT

Cinq chalets sont situés dans le bassin d'alimentation de la source du Confluent, appartenant à 3 exploitations agricoles différentes. Le Fodéra, Le Lévanchy et L'Audalle sont les échelons supérieurs de la même exploitation (voir tableau 4.6). Le bétail passe du Fodéra au Lévanchy pour atteindre l'échelon supérieur, L'Audalle, avant de redescendre au Lévanchy puis au Fodéra. Les dates de la présence du bétail se chevauchent en 1996 car les migrations des troupeaux de génisses et de vaches n'ont pas été simultanés.

Pour les années 1996-1997, le nombre moyen d'UGBF dans le bassin d'alimentation est de 33.3 UGBF, avec un maximum de 195.2 UGBF et un minimum de 0.0 UGBF. Rapportée à la surface (267.5 ha), la charge est en moyenne de 0.1 UGBF/ha, avec un maximum de 0.7 UGBF/ha et un minimum de 0.0 UGBF/ha.

	1996		1997	
	Présence du bétail	Epandage d'engrais de ferme	Présence du bétail	Epandage d'engrais de ferme
Les Maulatrays	1.6.96 - 1.10.96		22.5.97 - 1.10.97	
Le Fodéra	17.6.96 - 3.7.96 28.8.96 - 14.9.96		18.6.97 - 5.7.97 1.9.97 - 20.9.97	
Le Lévanchy	3.7.96 - 18.7.96 21.8.96 - 10.9.96		5.7.97 - 19.7.97 23.8.97 - 1.9.97	
L'Audalle	18.7.96 - 30.8.96		19.7.97 - 23.8.97	
Toumalay	7.7.96 - 10.9.96	1.8.96 15.8.96	1.7.97 - 18.9.97	1.8.97

Tableau 4.6: Présence du bétail et épandages d'engrais de ferme dans le bassin d'alimentation de la source du Confluent.

4.1.2.3. LE BRASSUS

4.1.2.3.1. SITUATION GÉOGRAPHIQUE

La source du Brassus jaillit à l'amont du village du même nom. Celui-ci est situé à une trentaine de kilomètres à l'ouest de Lausanne à vol d'oiseau et fait partie de la commune du Chenit (4390 habitants en 1997), dans la vallée de Joux (Jura vaudois) (voir figure 4.10).

La source se trouve au pied du flanc nord-ouest de la chaîne du Mont Tendre. Son bassin d'alimentation occupe une partie du flanc nord-ouest de la chaîne, avec une superficie proche de 68 km². Il a une forme allongée selon une direction NE-SW et est compris entre les altitudes 1100 à 1500 m. Le paysage du bassin d'alimentation est typique des régions jurassiennes et environ les deux-tiers de la superficie sont occupés par des forêts de conifères, le solde étant surtout constitué de pâturages.

Le climat est humide et tempéré avec une moyenne des précipitations annuelles de 1870 mm

1. ajustement en fonction du temps d'attache si le lisier n'est pas épandu de manière journalière.

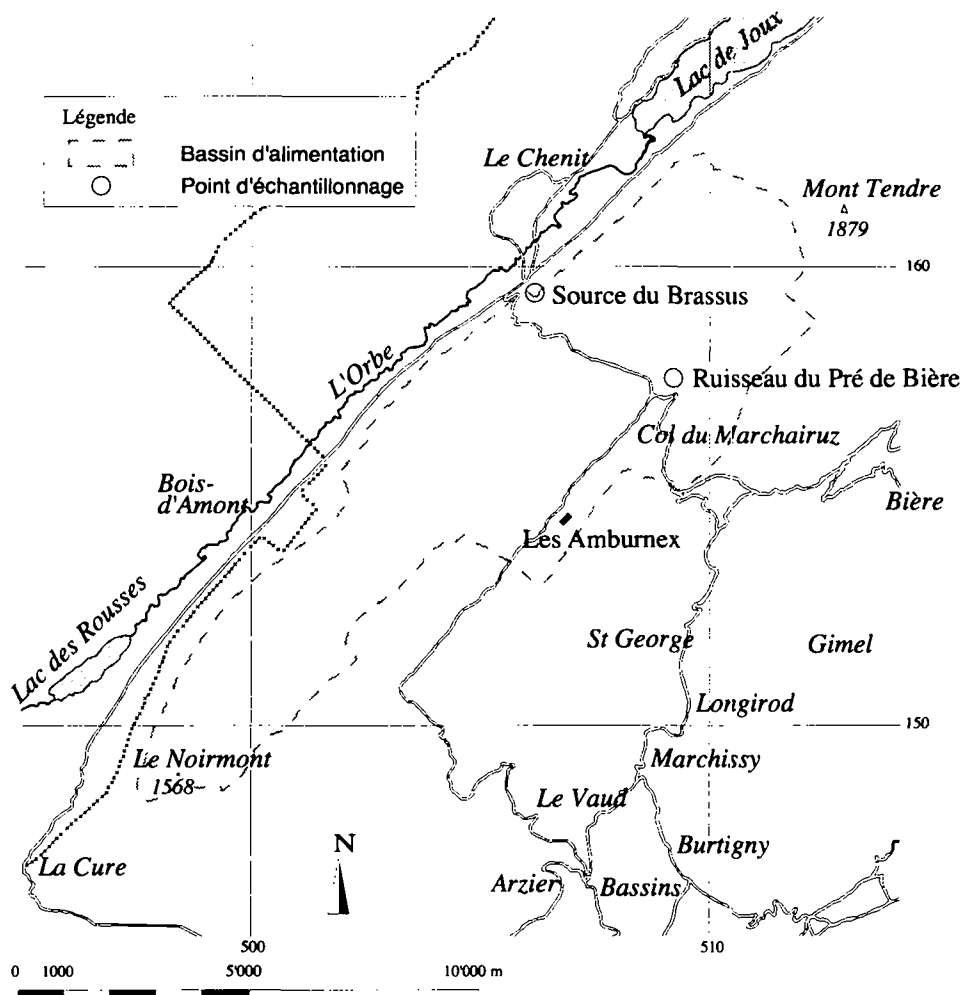


Figure 4.10: Situation de la source du Brassus et du ruisseau du Pré de Bière

(1996-1997) à la station pluviométrique de la Cure (ISM). La moyenne des précipitations mensuelles (1988-1997) est de 156 mm, avec un minimum de 106 mm en août et un maximum de 204 mm en décembre. Pour les années 1996 à 1997, le maximum mensuel mesuré est de 355 mm en novembre 96¹, alors que le minimum observé est de 32 mm en mars 1997². Pour la période 1996-1997, la moyenne des précipitations journalières est de 4.7 mm, avec un maximum le 7 juillet 1996 avec 90 mm de précipitations. La moyenne des températures journalières moyennes mesurées à la station météorologique de La Dôle est de 4.1 °C pour les années 1996-1997. Le minimum des températures journalières moyennes a été mesuré le 22 février 96 avec -14.8 °C, alors que le maximum l'a été le 4 août 1997 avec 16.9 °C.

4.1.2.3.2. EXPLOITATION

La source émerge au pied d'un petit talweg sur la rive droite d'une petite rivière. L'ouvrage de captage, exploité par la commune du Chenit, comprend 2 dalles de béton. La dalle inférieure accueille les eaux de base, alors que sur la dalle supérieure ne s'écoulent que les eaux de crue. Seule une partie des eaux de base est captée et rejoint la station de chloration située un peu à l'aval.

1. février 90 avec 522 mm pour les années 1988-1997
 2. août 91 avec 12 mm pour les années 1988-1997

L'alimentation en eau de la commune est assurée par les captages du Brassus et des Bioux. Le captage du Brassus fournit à la commune le 91% de son eau en moyenne (entre 87 et 100%), si bien que les contaminations par des engrais de ferme en 1989 et 1991 ont posé de graves problèmes d'alimentation. L'eau s'est révélée imbuvable durant plusieurs mois et le ravitaillement a été assuré par des camion-citernes.

L'eau de la source est pompée en fonction de la demande dans le réseau. 51'000 m³ en moyenne sont exploités mensuellement¹ (1996-1997), avec un minimum de 15'000 m³ et un maximum de 68'000 m³.

4.1.2.3.3. GÉOLOGIE

Le bassin d'alimentation de la source du Brassus couvre la partie nord-ouest du chaînon du Mont Tendre. Celui-ci forme un anticlinal irrégulier qui est un des plis les plus internes de la chaîne du Jura (figure 4.11). Il est constitué de roches d'âge Jurassique supérieur à Crétacé, for-

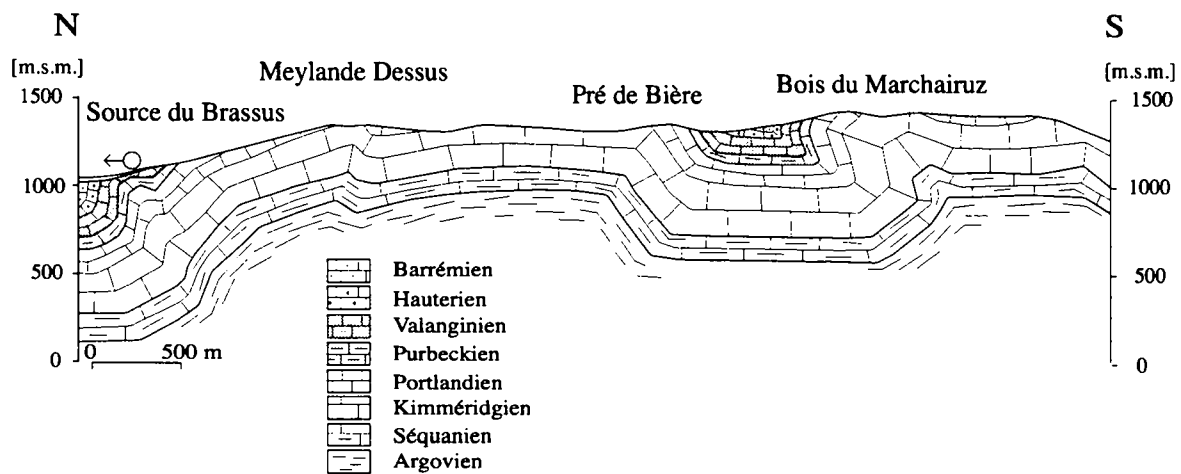


Figure 4.11: Coupe à travers le bassin d'alimentation de la source du Brassus

mées d'alternance de calcaires et de marnes. L'anticlinal n'est pas régulier et comprend une succession de petits synclinaux de taille kilométrique et de plateaux subtabulaires (ou parfois anticlinaux à grand rayon de courbure). Le synclinal le mieux marqué dans le paysage est long de quelques dizaines de kilomètres, de direction NE-SW et est visible au nord du Col du Marchairuz.

La stratigraphie régionale de l'Argovien au Barrémien est la suivante (Aubert, 1943):

- Argovien (Malm): Il s'agit d'une importante série de marnes et marno-calcaires correspondant au faciès coralligène rauracien du Jura et Jura bernois. Elle est constituée du Spongilien dans sa partie inférieure et de l'Argovien supérieur dans sa partie supérieure. Le Spongilien est épais d'une quinzaine de mètres et est caractérisé par des faciès vaseux contenant de nombreux restes de céphalopodes et de spongiaires. L'Argovien sup., d'une épaisseur de 150 à 200 m correspond grossièrement aux marnes d'Effingen. Il est composé de fines alternances de marnes et de calcaires légèrement argileux.

1. Cela correspond à un débit moyen de 1134 l/min, avec un minimum de 328 et un maximum de 1514 l/min.

- Séquanien (Malm): Il présente une variation de faciès remarquable qui débute avec 30 à 40 mètres de calcaires alternant avec des niveaux marneux. La base est une prolongation des faciès de l'Argovien qui vont passer graduellement à des faciès néritiques. Le Séquanien supérieur débute avec une dizaine de mètres de calcaire à polypiers et se termine avec des calcaires marneux d'une épaisseur de 60 à 70 m.
- Kimméridgien (Malm): La série, d'une épaisseur de plus de 200 m, est en majeure partie constituée de calcaires compacts parfois oolithiques, recoupés par quelques interlits marneux. Il n'y a que peu d'horizons repères dans cette série monotone, mis à part les marnes du Banné qui ne sont pas toujours visibles et se trouvent dans la moitié inférieure, et les marnes à *Exogyra virgula* qui séparent le Kimméridgien du Portlandien.
- Portlandien (Malm): Le Portlandien forme une série de 120 m environ. La base est formée d'un complexe de calcaires compacts, microgrenus et sublithographiques, contenant des cristallisations de dolomies, pour la plupart dissoutes. La partie supérieure est formée de calcaires légèrement dolomitiques sédimentés en milieu lagunaire.
- Purbeckien (Malm): Il s'agit d'un faciès saumâtre ou d'eau douce constitué d'une vingtaine de mètres de calcaire tendres, légèrement marneux.
- Valanginien (Crétacé inférieur): Le valanginien est épais d'une centaine de mètres. Il comprend surtout des calcaires plus ou moins grenus avec un faciès remarquable vers le milieu de la série, le marbre bâtard, d'aspect légèrement cristallin. Le sommet est constitué de calcaire roux, qui contient parfois des granules d'oxyde de fer.
- Hauterivien (Crétacé inférieur): La série atteint une épaisseur maximale de 50-70 m. La partie inférieure est constituée par des marnes bleues, teintées par la glauconie. La partie supérieure est formée de calcaires jaunes oolithiques à spathiques qui constituent la célèbre "pierre jaune" de Neuchâtel.
- Barrémien (Crétacé inférieur): Le Barrémien commence avec des faciès semblables à l'Hauterivien mais se termine avec une puissante série de calcaires blancs massifs dont le faciès est appelé Urgonien et qu'on peut reconnaître en relief dans certains synclinaux ou au sommet de certaines crêtes.

Deux types principaux de couverture quaternaire sont présents dans le bassin d'alimentation de la source:

- les silts éoliens, présents surtout dans les combes où leur accumulation est possible;
- les moraines locales composées de graviers dans une matrice limono-argileuse.

4.1.2.3.4. HYDROGÉOLOGIE

La nature karstique de l'aquifère de la source du Brassus induit un bassin d'alimentation influencé par la géologie profonde, indépendant de la topographie. L'aquifère est principalement délimité par la structure des roches qui en constituent le plancher imperméable.

La série mésozoïque locale contribue à la formation de deux séquences aquifères principales aboutissant à la source du Brassus:

- le premier aquifère est constitué par une série de 400 m d'épaisseur de calcaires fortement karstifiés du Malm. L'imperméabilité du substratum est assurée par les marnes et marno-calcaires de l'Argovien.
- Le second est formé par les calcaires du Crétacé inférieur. Il est séparé du premier par les calcaires légèrement marneux du Purbeckien. La puissance de cet aquifère est beaucoup plus faible et son extension est limitée aux petits synclinaux d'âge Crétacé. De petites sources et des zones marécageuses apparaissent de part et d'autre de ce synclinal. Les

eaux sont généralement réinfiltrées et aboutissent à la source du Brassus.

Le caractère karstique de l'aquifère détermine une importante variabilité des débits (estimés entre 2000 et 60'000 l/min), ainsi que des vitesses de circulation rapides (valeur maximale de 500 m par jour observée lors d'un essai de traçage à l'aide de fluorescéine injectée dans un gouffre à environ 4 km de la source du Brassus). Ces caractéristiques induisent une grande fragilité de la ressource en eau face aux pollutions potentielles en raison de l'inefficacité des processus naturels d'épuration. Une protection partielle de l'aquifère peut être assurée par des couvertures quaternaires discontinues dont:

- les silts éoliens: limons quartzeux à fort pouvoir filtrant et à bonne capacité de rétention
- les plaquages morainiques: graviers enrobés d'une matrice limono-argileuse, perméables et filtrants.

4.1.2.3.5. LES SOLS

La nature de la couverture pédologique présente à un endroit donné est fonction de multiples facteurs parmi lesquels les caractéristiques du substratum (pétrographie, structure, ...), les conditions climatiques (pluviométrie, température, ...), la nature et l'activité de la biocénose du sol et la topographie.

Dans le Jura, de nombreux types de substratum sont représentés, dont les calcaires, les marnes, ainsi que les silts éoliens et les moraines. Cette grande diversité, accompagnée d'une importante variabilité des autres facteurs, induit la formation de nombreux types de sols dans l'arc jurassien. Ils appartiennent à différentes classes CPCS (Bouyer et al., 1978):

- sols peu évolués (sol lithocalcique humifère, sol régosolique);
- sols calci-magnésiques (rendzines, sol humique carbonaté);
- sols brunifiés (sol brun calcique, sol brun acide, sol brun lessivé);
- sols hydromorphes (tourbes, gleys).

Dans la région étudiée, la couverture pédologique est généralement constituée par un sol humocalcique d'une épaisseur relativement faible (épaisseur totale souvent inférieure à 30 cm), développé directement sur les calcaires en place. Ces sols sont généralement peu perméables et leur pouvoir filtrant est faible.

4.1.2.3.6. OCCUPATION DES SOLS

L'occupation des sols du bassin d'alimentation de la source du Brassus a été étudiée dans le cadre des activités du groupe de travail Gest'alpe (SVVA, 1991). Les résultats de cette étude adaptés à l'étude actuelle sont présentés dans le tableau 4.7.

Une grande partie de la surface du bassin d'alimentation est utilisée par des activités agricoles extensives (60%), dont le pacage du bétail (41% en pâturage et 25% en forêt) et accessoirement la production de fourrage (11 ha). Les forêts couvrent environ les deux-tiers de la superficie du bassin d'alimentation. 42% de celles-ci sont suffisamment clairsemées pour permettre le pacage du bétail.

4.1.2.3.7. SYSTÈME AGRICOLE

L'activité principale dans le bassin d'alimentation de la source du Brassus est la production laitière avec estivage du bétail durant 120 jours en moyenne. L'occupation estivale des 54 alpages présents dans le bassin d'alimentation est la suivante:

- 24 alpages abritent des vaches laitières (parfois aussi de jeune bétail);
- 29 alpages sont des lieux d'estivage de jeune bétail;
- 1 alpage héberge des moutons.

	Brassus	
	Superficie [ha]	Superficie %
Pâturages (<50% arbres et broussailles)	2825	41
Prairies de fauche	11	0
Forêts parcourues par le bétail (>50% arbres et broussailles)	1697	25
Forêts non parcourues par le bétail	2292	34
Total	6825	

Tableau 4.7: Occupation des sols du bassin d'alimentation de la source du Brassus.

6 exploitations comprenant des vaches laitières fabriquent le fromage à l'alpage. 4 de celles-ci utilisent le petit-lait résultant de la fabrication du fromage pour engraisser des porcs alors que les deux autres livrent le petit-lait dans une porcherie de la vallée. Les alpages à vaches laitières où le fromage n'est pas fabriqué sur l'alpage livrent leur lait dans les laiteries des villages de la vallée.

Un inventaire du bétail estivé a été effectué dans le cadre du groupe de travail Gest'alpe (SVVA, 1991). Les pratiques agricoles étant relativement immuables et l'échantillon étant suffisamment grand, on peut estimer les données rassemblées toujours actuelles. Avec 884 vaches, 2791 jeunes bovins (et quelques chevaux), 523 moutons et chèvres ainsi que 332 porcs à l'engrais, on obtient une charge globale de 2243 UGBF (sans soustraction de la durée d'attache). Rapportée aux surfaces utilisées pour le pacage du bétail et les épandages (4522 ha), on obtient une charge moyenne de 0.5 UGBF/ha durant la saison d'estivage, ce qui correspond à une moyenne annuelle de 0.1 UGBF/ha. En ne tenant compte que des surfaces avec une production herbagère uniquement (déduction des surfaces parcourues couvertes par des arbres, des rochers, des marais improductifs, etc.), les charges en UGBF sont plus élevées et atteignent 0.9 UGBF/ha pour la saison d'estivage. Rapportée à l'année, la charge est de 0.29 UGBF/ha.

4.2. MÉTHODES UTILISÉES

4.2.1. ECHANTILLONNAGE

Deux échantillons ont été prélevés lors de chaque campagne afin d'effectuer des analyses chimiques et bactériologiques. Pour les échantillonnages chimiques, une quantité de 500 ml a été prélevée dans un flacon standard (HD-PE). Les échantillons bactériologiques ont été prélevés dans des flacons stériles d'une contenance de 250 et 2000 ml (PP). Ils ont été transportés dans des caisses réfrigérées et acheminés directement dans les laboratoires où ils ont été filtrés aus-

sitôt. Les quantités prélevées ont varié entre 8 à 26 litres par échantillonnage. Les échantillons ont été prélevés de manière mensuelle entre avril et octobre 1997 pour les sites du réseau temporel. Dès mai 1997, les échantillons ont été prélevés dans la source du Clos Ister et le ruisseau du Clos Ister à un rythme hebdomadaire. Dans le réseau spatial, les échantillons ont été prélevés 5 fois entre 1996-1997.

4.2.2. MESURES PHYSICO-CHIMIQUES

Plusieurs paramètres physico-chimiques sont mesurés in situ, parmi lesquels la température, la conductivité à 20°C¹ et la hauteur d'eau pour tous les échantillonnages (voir tableau 4.8). Ces différents paramètres peuvent fournir des indications sur les conditions hydrodynamiques au moment du prélèvement et les caractéristiques hydrogéologiques du sous-sol.

Plusieurs mesures de débit ont été effectuées dans les sources, généralement lors de conditions exceptionnelles. Les mesures de débit ont été effectuées à l'aide de jaugeages au sel, ou à l'aide d'un réservoir équipé d'une vanne. Les autres débits ont ensuite été estimés à partir des courbes de tarage obtenues.

Paramètre	Unité	Précision	Méthode et appareillage
Hauteur d'eau	[cm]	±0.01	Double-mètre (relatif)
Débit	[l/min]		Fonction du site
Température	[°C]	±0.2	Thermomètre digital (WTW LF92, LF 323B)
Conductivité à 20°C	[µs/cm]	±10	Conductivimètre digital (WTW LF92, LF 323B)

Tableau 4.8: Paramètres physico-chimiques mesurés dans les sources et instruments utilisés

4.2.3. ANALYSES CHIMIQUES

Différents paramètres chimiques ont été analysés au laboratoire comme l'alcalinité (correspond à la quantité d'acide nécessaire pour neutraliser les bicarbonates dans l'eau), la dureté totale (ions alcalino-terreux), le calcium, les sulfates, les nitrates et les chlorures. Ces différents paramètres donnent des indications sur les atteintes anthropiques portées aux eaux souterraines (surtout les nitrates) mais également sur le fonctionnement hydrogéologique de l'aquifère et les conditions hydrogéologiques lors de l'échantillonnage. Les méthodes utilisées sont présentées dans le tableau 4.9.

4.2.4. BACTÉRIOLOGIE

Les germes recherchés lors de cette étude sont des indicateurs de contamination (*E. coli*, entérocoques et germes aérobies) et différentes bactéries pathogènes (*Listeria*, *Campylobacter*, *Yersinia* et *Salmonella*). Les techniques utilisées dépendent des espèces bactériennes qu'on désire mettre en évidence et sont de deux types:

- croissance sur des géloses sélectives, utilisées quand on connaît parfaitement les conditions de croissance des bactéries;

1. La température de référence utilisée est la même pour toutes les campagnes effectuées et ne sera plus mentionnée par la suite.

4. Méthodologie

- croissance dans des milieux d'enrichissement moins sélectifs, puis repiquage en vue d'une isolation.

Paramètre	Unité	Limite de détection	Méthode et appareillage
Alcalinité	[mmol/l]	±0.1	Titration avec HCl effectuée à l'aide du Titrateur METTLER DL 70
Dureté totale	[°f]	±0.01	Complexométrie en milieu alcalin (EDTA) effectuée à l'aide du Titrateur METTLER DL 70
Calcium	[mg/l]	±0.5	Chromatographe ionique (Dionex DX-120)
Chlorures Nitrates Sulfates	[mg/l]	±0.2-0.5	Chromatographe ionique (Dionex DX-120)

Tableau 4.9: Paramètres chimiques mesurés en laboratoire

Les bactéries recherchées sont soustraites des eaux à l'aide de filtration sur membrane (type Millipore HAWG 047 S1, 0.45 μm , 47 mm), exceptés les germes aérobies où un ml d'eau est simplement mélangé à la gélose encore liquide. Le filtre est ensuite déposé dans ou sur un milieu adapté et le tout est mis à incuber dans un étuve durant un laps de temps et à une température prescrite. Les techniques d'isolation et de détermination sont ensuite particulières pour chacune des bactéries recherchées.

Les indicateurs de contamination ont été analysés au laboratoire cantonal et dans celui du Service des eaux de la Ville de Lausanne (SEVL) à l'aide de techniques correspondant aux prescriptions formulées dans le Manuel suisse des denrées alimentaires (OFSP, 1989). *E. coli* et les entérocoques sont cherchés dans des volumes de 100 ml et les germes aérobies dans un volume de 1 ml.

Les analyses de germes pathogènes ont été effectuées à l'Institut de microbiologie de l'Université de Lausanne (IMUL) (voir méthodes en annexe 2). Les méthodes utilisées pour la détection des germes pathogènes ont été choisies après plusieurs séries d'analyses effectuées en 1995. Ces bactéries ont été recherchées dans des volumes de 200 ml. Des analyses complémentaires dans des volumes de 200 ml et 20 ml (uniquement jusqu'à fin avril 1997) ont été effectuées pour *Campylobacter* et *Listeria*. Comme elles n'ont jamais été mises en évidence, la recherche des salmonelles a été abandonnée en avril 1997. Les yersinias n'ont été recherchées que lors des échantillonnages mensuels (jamais dans le ruisseau du Clos Ister).

4.2.5. MÉTHODES STATISTIQUES

Divers tests statistiques ont été effectués afin de déterminer les facteurs explicatifs potentiels de la présence des bactéries pathogènes dans les eaux. Ces facteurs caractérisent les conditions hydroclimatologiques lors de l'échantillonnage et la présence d'un intrant polluant potentiel. Divers tests ont également été effectués afin de comparer la réponse en germes pathogènes et celle des indicateurs. Leur but est également de caractériser le milieu lors des isolations à l'aide de divers paramètres physico-chimiques.

Les résultats obtenus pour les germes pathogènes lors de cette étude sont de type semi-quantitatif, si bien qu'il est difficile d'utiliser des méthodes de corrélation simple. D'autre part, la plu-

part des variables testées ne sont pas distribuées selon une loi normale. Les méthodes choisies doivent donc tenir compte de ces deux paramètres.

Trois méthodes différentes ont été choisies:

- la méthode des corrélations de Spearman;
- le test de Mann-Whitney;
- les modèles linéaires généralisés (GLM).

4.2.5.1. CORRÉLATIONS DE SPEARMAN

Les corrélations de Spearman sont des corrélations tout à fait classiques, mais basées sur les rangs des variables et non sur les valeurs prises par la variable elle-même. Elles font parties des méthodes non paramétriques utilisées quand les distributions des variables testées ne suivent pas une loi normale, ce qui est fortement le cas pour les précipitations par exemple. Le fait d'utiliser les rangs des variables rend la corrélation beaucoup plus résistante face aux valeurs écartées. Les différentes variables testées ont ainsi pu être utilisées brutes. Les résultats concernant la présence de germes pathogènes expriment la présence ou l'absence de la bactérie considérée dans un volume déterminé. Trois volumes différents ont été testés lors de la présente étude, ce qui fournit, en cas de réponse logique, 4 réponses possibles. Ces réponses sont les suivantes (par ordre de densité de germes croissante):

- absence dans tous les volumes;
- présence dans un volume de 2000 ml;
- présence dans un volume de 200 ml;
- présence dans un volume de 20 ml.

Elles sont représentées par les valeurs 0, 1, 10 et 100 respectivement. L'échelle logarithmique utilisée pour les analyses de différents volumes a été conservée mais ne présente pas de conséquences pour les résultats des divers tests statistiques. Certains résultats anormaux ont été constatés avec la présence de germes dans un volume de 200 ml et l'absence de ceux-ci dans le volume de 2000 ml, par exemple. Le résultat a été traité comme si les deux volumes avaient permis l'isolation des germes. Les valeurs de la variable caractérisant la réponse ont été établies pour chacune des espèces bactériennes. Lors des analyses propres à chacun des sites et considérant le contenu total en germes pathogènes, la plus grande de ces valeurs a été sélectionnée.

La méthodologie utilisée a évolué au cours de l'étude pour deux paramètres. En effet, le plus petit volume a été abandonné en mai 1997 et la recherche de yersinias n'a pas été effectuée lors de chaque échantillonnage. Comme les volumes de 20 ml n'ont que rarement permis de mettre en évidence des germes pathogènes (sauf lac de Bret) et que les yersinias ne sont pas des germes très fréquents dans l'environnement, on peut admettre que l'incidence de ces changements est faible.

L'influence de ces deux variations est estimée comme négligeable puisque peu de germes pathogènes ont été isolés des échantillons de 20 ml (sauf dans le lac de Bret) et que les yersinias n'ont pas été isolées fréquemment dans les sites étudiés.

L'appréciation de la régression a été effectuée à l'aide du test z, qui permet de déterminer la signification du coefficient de corrélation. La corrélation a été acceptée comme significative au seuil 0.05.

4.2.5.2. TEST DE MANN-WHITNEY

Le test de Mann-Whitney peut être considéré comme un substitut non-paramétrique du test t de l'égalité des moyennes de deux échantillons (Davis, 1986). Il présente l'avantage de pouvoir être utilisé quand les fonctions de répartition des distributions ne sont pas normales. Cette procédure teste l'hypothèse que les valeurs de deux variables proviennent de la même population.

Pour ce test, les résultats bactériologiques ont été transformés en variables binomiales, avec deux réponses possibles. Les résultats permettent donc de séparer les variables considérées en deux populations dont on va tester la distribution. La réponse est établie en tenant compte de tous les volumes testés pour toutes les bactéries recherchées. Le seuil de signification a été fixé à 0.05.

4.2.5.3. MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS (GLM)

Les modèles linéaires généralisés doivent leur nom à leur propriété de généraliser les modèles linéaires classiques basés sur des distributions normales (Lindsey, 1997). Ils présentent l'avantage de permettre la transformation d'une réponse binomiale en fonction continue par l'utilisation d'un lien appelée logit¹. Les résultats concernant les bactéries pathogènes peuvent donc être formulés de manière binomiale (toutes analyses confondues pour un échantillonnage considéré).

Certains des paramètres testés ne suivent pas une loi normale. Plusieurs parmi ceux-ci ont donc été transformés à l'aide de la fonction $\log(x+1)$, qui permet de prendre en considération les valeurs nulles. Ces paramètres sont les suivants:

- la pluie
- la neige
- la charge en bétail
- les quantités d'engrais de ferme épandues.

Les modèles ont été ajustés par addition successive de variables de manière à représenter au mieux la réponse obtenue pour les germes pathogènes. Le seuil a été fixé à 0.05.

4.2.5.4. INTRANT POLLUTIF

La réponse bactériologique à la source est liée à la présence ou à l'absence des germes dans le bassin d'alimentation. Les réserves de bactéries susceptibles d'être lessivées sont probablement le résultat des activités dans le bassin d'alimentation, dont la présence du bétail et les épandages d'engrais de ferme.

Les diverses activités dans le bassin d'alimentation peuvent être appréciées de manière quantitative pour les différents sites du Pays d'Enhaut (sauf Torneresse). Sur ces bassins, la charge en bétail a été calculée de manière journalière en UGBF à l'aide de formulaires remplis par les agriculteurs. Chacun des alpages a été considéré séparément mais diverses variables rassemblant ces pâturages ont été testées. D'autres variables ont également été constituées pour chacun de ces assemblages afin de tenir compte de la charge en bétail des jours précédents (0, 1, 3, 5, 7, 10, 13, 14, 20, 30, 40, 50, 60, 70, et 80 jours). Les épandages d'engrais de ferme sur les différents alpages du bassin d'alimentation ont été appréciés la veille de l'échantillonnage et sur des

1. $\text{logit} = \ln(p/(1-p))$, où p=probabilité.

périodes de 1, 5 et 10 jours avant l'échantillonnage (quantité en m³).

La source de contamination est représentée par une variable binomiale pour les tests statistiques regroupant plusieurs sites ("eau de rivière" et "eau souterraine").

4.2.5.5. FACTEURS HYDROCLIMATOLOGIQUES

Les facteurs hydroclimatologiques déterminent, en fonction de la géologie, les conditions de transport des différents types de bactéries. La pluie est en effet considérée comme le vecteur principal de contamination des aquifères par les bactéries. Certains de ces facteurs influencent également la survie de ces bactéries dans l'environnement.

4.2.5.5.1. PLUIES

Les mouvements autonomes des bactéries sont limités à une échelle relativement petite par rapport à celle du bassin d'alimentation. La pluie est donc un vecteur important, permettant leur transport dans l'aquifère depuis la surface via la zone non saturée. L'importance des pluies et le nombre de jours les séparant de l'échantillonnage pourraient conditionner le transport de manière significative. Ils déterminent également le moment où les bactéries entrent dans le milieu inhospitalier des eaux souterraines, déclenchant un processus de décroissance rapide (Matthess et al., 1981; Pekdeger et al., 1988; McFeters et al., 1991).

Les valeurs des précipitations journalières sont mesurées dans diverses stations pluviométriques de l'Institut suisse de météorologie (ISM). Les stations sélectionnées pour chacun des points sont présentées dans le tableau 4.10. La part des précipitations tombées sous forme de neige est

Lieu d'échantillonnage	Station de mesure des précipitations (ISM)	Station de mesure de la hauteur de neige (ISM)
Clos Ister aval, Ruisseau du Clos Ister, La Torneresse, Confluent inférieur, L'Eau Froide	Col des Mosses	Château d'Oex
Brassus, Pré de Bière	La Cure	La Cure
Bret	La Tour de Gourze	Semsales
Moulinet, Feurtille	Yverdon	L'Auberson
Covatanne, L'Arnon	Baulmes	L'Auberson
Montant, La Colline	Changins	Chésérex

Tableau 4.10: Stations pluviométriques et météorologiques (ISM) choisies pour fournir les mesures des précipitations et hauteur de neige.

soustraite de la somme des précipitations moyennant un coefficient correctif x permettant de transformer celle-ci en équivalent-pluie (voir équation 1).

$$\text{Pluie [mm]} = \text{Précipitations [mm]} - x \times \text{Neige [mm]} \quad \text{Equation 1}$$

Pour la région de L'Etivaz, par exemple, ce coefficient a été calculé à l'aide des paramètres mesurés à Château d'Oex (les paramètres "précipitations" et "hauteur de neige fraîche" y sont disponibles) et utilisé pour corriger les données des précipitations au Col des Mosses qui reflètent mieux la situation météorologique des environs de L'Etivaz.

Ce coefficient correspond à la moyenne des rapports "Précipitations"/"hauteur de neige fraîche" pour une température maximale de l'air inférieure à 0°C, ceci afin de s'affranchir des effets de neige de printemps (et d'automne). 11 données remplissant cette condition ont été utilisées pour le calcul de x (voir figure 4.12), qui vaut 0.5 mm de précipitations par centimètre de neige fraîche.

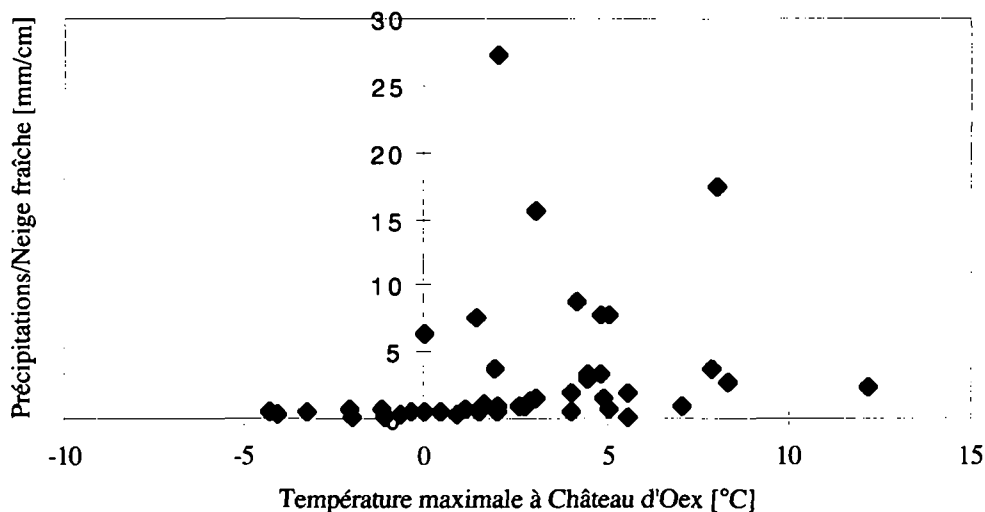


Figure 4.12: Représentation du rapport Neige fraîche/Précipitations en fonction de la Température de l'air max à Château d'Oex en vue du calcul de x

En vertu de l'équation 2, la neige par temps froid à Château d'Oex a une densité moyenne de 0.05 kg/dm³.

$$\frac{\rho_{\text{neige}}}{\rho_{\text{eau}}} = \frac{\text{Précipitations}}{\text{Hauteur de neige}} \quad \text{Equation 2}$$

Des calculs similaires ont été effectués pour les autres stations. Les pluies ont non seulement été considérées le jour de l'échantillonnage, mais également sur différentes périodes le précédant. Les variables testées sont la hauteur de pluie le jour de l'échantillonnage, la veille et la somme des pluies des 3, 5, 7, 10, 13, 15, 20 jours avant l'échantillonnage.

4.2.5.5.2. NEIGE

La présence de neige sur le bassin d'alimentation empêche la recharge de l'aquifère et donc le transport des germes potentiellement pathogènes de la surface ou de la zone non-saturée jusque dans les eaux souterraines. En hiver, la présence d'une couverture neigeuse pourrait donc expliquer l'absence de germes dans les eaux souterraines. Les variables testées considèrent la hauteur de neige le jour de l'échantillonnage, ainsi que le nombre de jours avec couverture neigeuse sur les 5 et 20 jours précédant l'échantillonnage. Les hauteurs de neiges sont mesurées dans différentes stations de l'ISM (tableau 4.10).

4.2.5.5.3. INDICE DE RUISSELLEMENT

En montagne, le ruissellement est difficile à déduire des valeurs des précipitations, surtout durant la période hivernale où ces dernières tombent sous forme de neige. Afin de mettre en évidence les épisodes de crue printaniers, un indice de ruissellement a été déterminé à l'aide des

mesures de débit dans une rivière ayant son bassin d'alimentation dans la même région. Il est calculé à l'aide du rapport entre le débit journalier lors du prélèvement et le débit interannuel moyen (1971-1996). Les stations de mesure sélectionnées pour les différents bassins sont présentées dans le tableau 4.11.

Lieu d'échantillonnage	Station de mesure hydrométrique (SHGN)
Clos Ister aval Ruisseau du Clos Ister La Torneresse Confluent inférieur L'Eau Froide	Grande Eau, Aigle
Brassus Pré de Bière	Orbe, Le Chenit
Bret	Le Parimbot, Ecublens (FR)
Moulinet Feurtille	Orbe, Orbe
Covatanne L'Arnon	Orbe, Orbe
Montant La Colline	Promenthouse, Gland

Tableau 4.11: Stations hydrométriques fédérales (SHGN) choisies comme référence pour les différents points d'échantillonnage.

Cet indice permet donc d'apprécier de manière indirecte l'état de saturation du sol. Un indice faible indique une période d'étiage, donc un sol probablement sec. Il est donc vraisemblable qu'il faille des précipitations plus importantes pour permettre l'entraînement des bactéries en profondeur. Cet indice pourrait également avoir une incidence sur la survie des germes pathogènes puisque ceux-ci survivent généralement mieux dans un milieu humide.

4.2.5.5.4. TEMPÉRATURE JOURNALIÈRE MOYENNE DE L'AIR

La température est un facteur important pour la survie des germes en général. En ce qui concerne les germes pathogènes dans l'environnement naturel, elle l'est d'autant plus puisque ceux-ci sont généralement considérés comme thermophiles. Un certain nombre d'études ont cependant relaté la survie possible de ces germes à des températures hostiles (Beard, 1940; Highsmith et al., 1977; Kauffmann, 1966; Kibbey et al., 1978; Mirzoev, 1968; Schillinger et McFeters, 1978).

Les températures journalières moyennes de l'air sont mesurées dans les stations météorologiques de l'ISM. Les stations utilisées pour les divers points d'échantillonnage sont représentées dans le tableau 4.12.

Lieu d'échantillonnage	Station de mesure de la température (ISM)
Clos Ister aval, Ruisseau du Clos Ister, La Torneresse, Confluent inférieur, L'Eau Froide	Château d'Oex
Brassus, Pré de Bière	La Dôle
Bret	Pully
Moulinet, Feurtille, Covatanne, L'Arnon	La Frétaz
Montant, La Colline	Changins

Tableau 4.12: Stations météorologiques (ISM) choisies pour représenter les températures de l'air.

4.2.5.5. TEMPÉRATURE JOURNALIÈRE MINIMALE DE L'AIR

La température journalière minimale a été appréhendée comme un identificateur de gel du sol. L'influence de ce facteur concerne aussi bien la survie des bactéries que le transport de celles-ci. En effet, les infiltrations sont ralenties quand les sols sont gelés et le transport des bactéries vers les eaux souterraines est inexistant quand ceux-ci sont saturés. Des températures minimales répétées en-dessous de 0°C devraient contribuer à limiter la présence de germes dans les eaux souterraines.

5. LES ENGRAIS DE FERME EN TANT QU'INTRANT POLLUTIF

Les engrais de ferme produits dans le cadre d'une exploitation agricole contiennent des éléments fertilisants pouvant couvrir les besoins nutritifs des cultures. Cependant, leur utilisation est délicate en raison de l'importante masse à valoriser, des incertitudes concernant les teneurs en éléments fertilisants et de la disponibilité de ceux-ci pour les plantes (minéralisation de la matière organique en fonction des conditions du milieu) et de la distribution inégale lors de l'épandage (Prins et Wadman, 1990).

La production des engrais de ferme est régie par la loi fédérale du 24 janvier 1991 sur la protection des eaux (LEaux, 1998). Celle-ci prescrit un équilibre du bilan des engrais au sein de l'exploitation pratiquant la garde d'animaux de rente par l'adaptation de la taille du cheptel à la surface utile disponible pour l'épandage¹. Ces engrais de ferme doivent être utilisés de manière compatible avec l'environnement et selon l'état de la technique. De plus, l'exploitation doit disposer d'installations permettant d'entreposer ces engrais durant trois mois au moins².

Une gestion inadéquate des engrais de ferme peut conduire à des contaminations des eaux souterraines, particulièrement quand le pouvoir épurateur du sol et du sous-sol est faible (régions karstiques). Les conséquences de ces contaminations sont parfois lourdes de conséquences (Parriaux et Mayoraz, 1990), si bien qu'il est important de reconsidérer les pratiques, et de les adapter aux connaissances hydrogéologiques actuelles. Ce chapitre va présenter divers aspects liés à la production et l'utilisation des engrais de ferme dont:

- les types d'engrais de ferme;
- les apports complémentaires d'effluents dans la fosse;
- la composition des engrais de ferme et une revue des divers aspects liés au problème de la santé humaine;
- le largage des contaminants des engrais de ferme qui est fonction
- de l'équilibre entre la production et les besoins au sein de l'exploitation, et également à plus petite échelle entre les quantités apportées sur la parcelle et les besoins des plantes;
- du type et de l'état des infrastructures;
- des pratiques d'épandage.

Ces différents aspects seront présentés dans le cadre général des exploitations alpestres, qui correspondent à une problématique très particulière. Ils seront accompagnés d'une revue de certaines pratiques à risque et des solutions proposées en vue de limiter le risque de contamination.

1. Surface disponible utile au sein de l'exploitation ou par contrat
2. L'autorité cantonale peut prescrire une capacité d'entreposage supérieure pour les exploitations situées en région de montagne ou soumises à des conditions climatiques défavorables ou particulières quant à la production végétale. Elle peut autoriser une capacité inférieure pour les étables qui ne sont occupées que passagèrement par le bétail.

5.1. TYPES D'ENGRAIS DE FERME

Les types d'engrais de ferme produits au sein de l'exploitation agricole sont souvent multiples et fonction de la forme de production. Les plus courants sont les suivants:

- purin: fraction liquide qui s'écoule du fumier mis en tas, composée principalement des urines des animaux et plus ou moins diluée par les eaux pluviales. La richesse du purin varie dans de grandes proportions selon les quantités d'eau de pluie que celui-ci reçoit et selon la fréquence des arrosage du fumier.
- fumier: mélange de déjections animales (solides et liquides) avec une litière (généralement de la paille), soumis à l'action de microorganismes qui amorcent sa décomposition.
- lisier: mélange des déjections animales solides et liquides, produites par des animaux maintenus sur des aires non paillées ou sur des caillebotis. Il peut être dilué par les eaux de pluie (aires en plein air) ou par les eaux de lavage (nettoyage des aires ou des caillebotis).

Sur les alpages, les installations de stockage comprennent généralement une fumière ainsi qu'une fosse à purin (parfois également une fosse supplémentaire pour récupérer les eaux de fromagerie). La fumière ne pose généralement que peu de problème du point de vue des eaux souterraines, d'une part parce qu'elle a été lessivée (jus souvent récupérés dans la fosse), dégradée et décomposée en partie avant d'être appliquée sur les pâturages et d'autre part en raison de sa nature solide qui limite les pertes immédiates. La gestion de la fosse à purin pose de plus grands problèmes en raison de la fluidité de ceux-ci permettant une infiltration immédiate et de leur richesse en éléments nutritifs dont seule une partie est immédiatement disponible pour les plantes. Un accent particulier sera donc mis sur l'étude de la problématique de la gestion de la fosse à purin.

5.2. LES APPORTS COMPLÉMENTAIRES DANS LA FOSSE

La fosse à purin recueille non seulement les déjection animales mais également divers effluents dont les quantités parfois importantes contribuent à diluer les engrais de ferme de manière non négligeable. Les valeurs indicatives des quantités d'eaux usées déversées dans la fosse, utilisées pour le calcul du volume de stockage, sont présentées dans le tableau 5.1. Pour les alpages, on tient compte d'une production d'eaux usées de 0.5 à 2 m³ par mois et par équivalent-habitant. Lorsqu'il existe une fromagerie, il faut tenir compte de quantités au moins deux fois plus importantes, soit 2.5 m³ au moins.

Dans le cadre de l'étude Gest'alpe, Prométerre (alors SVVA) a calculé les différentes contributions dans la fosse pour 49 alpages situés dans le bassin d'alimentation de la source du Brassus. La moyenne des effluents agricoles totaux produits au sein de l'exploitation est de 73 m³ pour la saison, avec un maximum de 649 m³ et un minimum de 0 m³ (alpage à génisses ou celles-ci restent dehors en temps normal). La part des eaux usées varie entre 0 et 332 m³, avec une moyenne de 38 m³, ce qui correspond à un pourcentage moyen de 52% (variation entre 0 et 100%).

5.3. COMPOSITION DES ENGRAIS DE FERME

Les installations de stockage des engrais de ferme recueillent les déjections des divers genres d'animaux présents dans l'exploitation (résidant ou de passage) ainsi qu'un certain nombre d'autres effluents comme les eaux du ménage, de nettoyage, etc..., si bien que leur composition globale est difficile à préciser. Elle est fonction du cheptel animal et des activités au sein de l'exploitation, ainsi que du mode de stockage (conditionnement aérobie ou anaérobie).

Type d'eaux usées	m ³ /mois été	m ³ /mois hiver
Eau pour le lavage de l'étable et les soins aux animaux (par UGB)	1	0.2
Stabulation avec grille et canal ^a (par UGB)	0.5	0.5
Eau pour le lavage de la porcherie et les soins aux animaux (par UGB)	0.15	0.15
Jus d'écoulement de la fumière, des parcours en dur non couverts et des silos-couloirs (par m ²)	0.05	0.1
Eau du refroidisseur par ruissellement pour les boilles à lait (par 1000 kg de lait refroidi)	4	-
Eau de lavage:		
chambre à lait	1	1
citerne de refroidissement	1	1
installation de traite à pots	4	4
installation de traite directe	6	6
salle de traite	4	4
Eaux usées domestiques (par équivalent-habitant)		
conditions usuelles (machine à laver, douche/bain, WC)	4.5	4
installations sanitaires simples	3	3
cas particulier avec quantités d'eau régulièrement inférieures	1.7	1.7

Tableau 5.1: Valeurs indicatives pour le calcul des quantités d'eaux usées déversées dans la fosse à purin (OFAG-OFEFP, 1994)

a. Quantité ajoutée à celle utilisée pour le lavage ordinaire des étables

Les contaminants présentant un intérêt du point de vue de la protection des eaux sont:

- les substances nutritives et les métaux lourds;
- les germes pathogènes présentant un danger potentiel pour la santé humaine;
- les substances annexes comme les résidus d'aliments ou de soins vétérinaires, peu étudiés de manière générale.

5.3.1. LES SUBSTANCES NUTRITIVES ET LES MÉTAUX LOURDS

5.3.1.1. DÉJECTIONS ANIMALES

L'intérêt de l'utilisation des engrais de ferme lors des fumures est étroitement liée au contenu en éléments nutritifs. Les quantités annuelles normalisées excrétés par unité animale dans les fèces et l'urine sont présentées dans le tableau 5.2. Elles sont fonction du métabolisme animal et ne dépendent pas seulement du genre considéré, mais également de son régime alimentaire, de son niveau de performance, de son état de santé, de son âge, de son activité, etc... Ces données, utilisées dans le cadre de la planification de la fumure, se rapportent aux excréments des animaux (sans litière) pour une intensité de production moyenne et une alimentation conforme aux directives des Stations fédérales de recherches agronomiques (OFAG-OFEFP, 1994; Ryser et al., 1994).

5. Les engrais de ferme en tant qu'intrant polluant

Genre d'animal, type de production	Eléments fertilisants produits en kg par unité et par an					Facteur de conversion UGBF
	N total	P ^a	K ^b	Mg	Ca	
Vache laitière	105	15	150	12	37	1
Veau	12	1.4	5	0.4	1.3	0.1
Bovin d'élevage 1 an	26	4	40	4	10	0.25
Bovin d'élevage 2 ans	42	6	60	5	15	0.40
Bovin d'élevage 3 ans	63	9	90	7	23	0.70
Porc	15	3	5	1	5	0.17
Chèvre	18	2.7	23	1.8	5.5	0.17
Mouton	16	2.7	24	2	6	0.17
Cheval	60	12	90	8	25	0.7

Tableau 5.2: Quantité annuelles d'éléments nutritifs excrétés par unité animale dans les fèces et l'urine pour différents genres d'animaux de rente^c (OFAG-OFEFP, 1994; Ryser et al., 1994; SVVA, 1991).

- Pour obtenir l'équivalent en P₂O₅, multiplier par un facteur 2.3
- Pour obtenir l'équivalent en K₂O, multiplier par un facteur 1.2
- Les données présentées résultent d'une synthèse simplificatrice de différents documents. Des explications complémentaires sont disponibles dans les documents cités.

Les quantités d'engrais de ferme produites ainsi que leurs teneurs en éléments nutritifs sont normalisées en fonction du genre animal et du type de stabulation¹ et permettent d'établir des bilans de fumure à l'échelle de l'exploitation. Les configurations les plus couramment rencontrées sur les alpages étudiés sont présentées dans le tableau 5.3).

Genre d'animal de rente (par unité)	Système de stabulation	Genre et quantité annuelle d'engrais de ferme produit		Teneur en éléments nutritifs lisier ou purin non dilué: [kg/m ³] fumier: [kg/t]						
		Type	Quantité [m ³], [t]	MS	MO	N _{tot.}	P	K	Mg	Ca
Bovin (stabulation entravée)	Grille	Lisier	20	90	70	4.5	0.7	7.5	0.6	1.8
		Fumier	8	190	150	5.0	1.3	5.8	0.9	3.5
	Anciennes étables (montagne)	Purin	10	75	40	5.0	0.5	10	0.5	1.3
		Fumier	10	190	150	5.0	1.3	5.8	0.9	3.5
Cheval	Couche	Purin	6	60	30	6.5	0.3	15	0.5	0.7
		Fumier	7	133	105	3.5	0.9	4.1	0.6	2.5
Mouton, chèvre	Stabulation avec litière	Purin	3	42	21	4.6	0.2	10.5	0.4	0.5
		Fumier	3	37	31	0.9	0.2	1.7	0.2	0.4
Porc	Caillebotis	Lisier	2	60	45	6.0	1.5	2.5	0.5	2.5

Tableau 5.3: Norme de production et teneur des engrais de ferme pour différents animaux de rente en fonction du système de stabulation (simplifié) (Ryser et al., 1994) (MS = matière sèche; MO = matière organique).

Diverses études concernant les teneurs en métaux lourds des excréments des animaux (parfois mélangées à des eaux usées) ont été menées dans le but de tester les valeurs indicatives (Wirtzkalender) actuellement utilisées (Menzi et Haldemann, 1993), les charges en métaux lourds dans les sols, l'ordre de grandeur des intrants dans les études de flux et la comparaison objective des différents types d'engrais. Une synthèse des résultats de ces diverses études est présentée dans le tableau 5.4. Les résultats obtenus sont très variables (Menzi et Haldemann, 1993) quoi-

1. Données valables pour la production suisse

	Teneurs en métaux lourds dans la matière sèche [$\mu\text{g/g MS}$]					
	N	Cu	Zn	Pb	Cd	Co
Bovins (lisier)						
Menzi (1993)	53	33	146	6.4	0.31	<0.8
Wirzkalender		25	125			1.7
Gsponer (1990)	24	33	147	4.7	0.22	0.9
Von Steiger et Baccini (1991): sans eaux usées	17	74	240	9.8	0.37	
avec eaux usées	10	243	2702	11	1.4	
Richner et Moos (1989)	12	34	148		0.41	
Porc (lisier)						
Menzi (1993)	46	224	965	3.4	0.39	1.7
Wirzkalender		256	513			5.1
Gsponer (1990)	2	147	854	4.6	0.31	1.5
Richner et Moos (1989)	7	119	615		0.43	
Boues de STEP						
Candinas (1991)		388	1378	232	4.0	10.2
Valeurs limites (Osubst, 1998)		600	2000	500	5	60

Tableau 5.4: Comparaison des analyses des teneurs en métaux lourds effectuées lors de différentes études (N = nombre d'échantillons) (synthèse modifiée d'après Menzi, 1993)

que généralement du même ordre de grandeur. Les teneurs les plus importantes ont été observées pour le cuivre et le zinc, pour lesquels les valeurs sont maximales dans les lisiers de porc. Les teneurs en métaux lourds des engrais de ferme sont directement liées aux teneurs en métaux lourds des aliments pour les animaux (Menzi et Haldemann, 1993). La capacité du cuivre à augmenter la performance des porcs à l'engraissement est connue depuis maintenant près de 40 ans. Son accumulation dans les tissus peut être réduite par l'administration de zinc (Strauch, 1987).

5.3.1.2. ANALYSES DE PURIN

Dans la plupart des études citées précédemment, les analyses ont été effectuées sur les excréments des animaux. Le problème de la composition globale des purins n'a que très peu été étudiée, probablement en raison des difficultés rencontrées. En effet, une étude a montré la grande variabilité des teneurs en certains éléments chimiques des purins entre divers types d'exploitations et au sein d'une même exploitation au long de l'année (Spiess et Besson, 1992). Les principaux problèmes rencontrés concernent la représentativité de l'échantillon prélevé (par rapport au volume de la fosse), les variations dues au changement saisonnier de l'alimentation du bétail, du facteur de dilution, des apports par type d'animal.

Quelques échantillons de purin ont cependant été prélevés dans le cadre de cette étude afin d'y analyser les teneurs en un certain nombre d'éléments chimiques (traces et majeurs). Ces analyses pourraient être le préambule de la mise au point d'une méthode de différenciation des sources de contamination. Les analyses chimiques ont été effectuées sur la phase aqueuse des purins après filtration et rapportées ensuite à la quantité de matière sèche de ce même échantillon. Cette procédure permet d'analyser les éléments facilement lixiviables et une comparaison des différents échantillons malgré les taux de dilution variables. 6 échantillons provenant de 4 exploitations ont été prélevés après brassage les 13 et 14 octobre 1997:

- 4 échantillons de purin;
- 1 échantillon de fosse septique;
- 1 échantillon d'eau usée de fromagerie.

5.3.1.2.1. PRÉSENTATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE

Les points d'échantillonnage ont été choisis en fonction des activités au sein de l'exploitation et en particulier en fonction de l'occupation animale. Ils représentent des cas extrêmes dans le bassin versant de la source du Brassus. Les apports en m³ de chaque type d'effluent ainsi que leur contribution (en pourcentage) sont représentés sur le tableau 5.5.. Ces données, calculées par Prométerre pour l'étude Gest'alpe, sont valables pour une saison d'alpage. Elles tiennent compte de divers facteurs tels que:

- le nombre de personnes vivant sur l'alpage;
- le cheptel animal (par âge et espèce), la durée de son séjour à l'écurie ainsi l'infrastructure présente sur l'alpage;
- la production laitière et le mode de traite;
- la consommation par les porcs en fonction de leur taille.

Les 4 échantillons de purin montrent des proportions croissantes de la part de purin porcin par rapport au purin animal dans l'ordre suivant:

- ESS 0%
- AMB 45%
- GPV 55%
- GPB 60%

	ESS		AMB		GPV		GPB		GPV		AMB	
	Purin		Purin		Purin		Purin		Fosse septique ^a		Eau fromagerie	
	m ³	%	m ³	%	m ³	%	m ³	%	m ³	%	m ³	%
Purin de bovin	19	27	32	25	26	8	78	12	0	0	0	0
Purin de porcs	0	0	27	21	31	9	116	18	0	0	0	0
Eau de nettoyage	17	25	0	0	148	44	262	41	0	0	82	82
Ménage	13	19	50	39	52	16	70	11	52	100	0	0
Eaux de fumière	20	29	20	15	0	0	0	0	0	0	0	0
Petit lait	0	0	0	0	75	23	115	18	0	0	18	18
Total	69	100	129	100	332	100	641	100	52	100	100	100

Tableau 5.5.: Contribution de chaque type d'effluent au remplissage des diverses fosses (Données Prométerre)

- a. La fosse septique de l'exploitation ne recueille que les eaux des WC et n'est pas une fosse à proprement parler puisque son contenu se déverse finalement dans la fosse centrale.

5.3.1.2.2. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION

Les résultats sont présentés dans le tableau 5.6. (les concentrations dans les filtrats sont données en annexe 3 pour ESS et GPB). Un certain nombre de ces éléments sont inutilisables pour la problématique concernée en raison du facteur de dilution qui ramènera probablement leur concentration en-dessous du seuil de détection (par exemple Sc, Ti, Va, Cr, Co, etc..) dans les eaux souterraines. Les éléments traces présentant les concentrations les plus importantes (pour les purins) sont B, Al, Fe, Mg, Zn, Br, Rb et Sr. Ces éléments sont également présents en quantités relativement importantes dans les déjections humaine non diluées, ce qui rend leur utilisation délicate lors de la discrimination des purins d'origine animale. Dans le cas des exploitations al-

pestres, la charge humaine est cependant relativement faible par rapport à la charge animale et varie entre 1 (GPV et GPB) et 3 (ESS et AMB) habitants par production de 100 m³ d'effluents pour les exploitations considérées.

Les éléments traces présentant les teneurs les plus importantes peuvent être regroupés de la manière suivante:

B	teneurs plus élevées dans le purin de bovin (influence humaine peut-être non négligeable);
Fe et Mn	teneurs plus élevées avec l'augmentation de la part de purin porcin;
Rb	même ordre de grandeur des concentrations pour tous les types de purin;
Al, Zn, Br et Sr	grande variabilité.

Le Fe et le Mn auraient pu être des marqueurs intéressants de la présence de purin de porc. En effet, malgré les importantes concentrations dans les déjections humaines, les concentrations les plus faibles sont obtenues pour les purins où la charge humaine est la plus importante. Aucun de ces éléments n'est cependant utilisable comme marqueur. En effet, les caractéristiques du fer sont fonction de son état d'oxydation, alors qu'en ce qui concerne le Mn, aucun élément présent dans le même ordre de grandeur n'est suffisamment stable pour permettre le calcul d'un rapport tenant compte du taux de dilution (le seul élément envisageable est la Rb, qui présente de grandes variations).

En ce qui concerne les majeurs, certains résultats concordent avec les tendances présentées dans le tableau 5.3, comme les teneurs en magnésium et en potassium, plus importantes dans le lisier de vache et en nitrates (correspondance avec l'azote) (tendance inverse). Les teneurs en phosphore, par contre, semblent montrer un comportement différent qui pourrait être expliqué par la contribution des jus de fumière. En ce qui concerne les autres éléments, le Na et le Si montrent des teneurs plus importantes dans les purins bovins alors que les chlorures augmentent en présence de purin porcin.

Il semble donc possible de caractériser les différents types de purin en fonction des teneurs en certains éléments majeurs (normalisées par rapport à la teneur en un autre élément afin de s'affranchir de l'effet de dilution). Il n'est cependant pas possible d'effectuer un choix entre ces différents éléments en raison du faible nombre d'échantillons analysés. Des investigations complémentaires sont donc souhaitables et permettront l'appréciation de la variabilité de ces différents éléments.

5.3.2. MICROORGANISMES SIGNIFICATIFS POUR LA SANTÉ HUMAINE

La fosse à purin contient un nombre important de microorganismes d'origine variée. Une partie de ceux-ci provient du cheptel animal (et accessoirement de l'homme) de manière directe (fèces, urine, sécrétions, etc...) ou indirecte (lait, sang, etc...) (Strauch, 1987). Les différents procédés de dégradation de la matière organique permettent également la croissance d'une population microbiologique importante et variée (fonction du type de milieu) au sein de la fosse. La plupart de ces microorganismes (dont le seul contenu en bactéries peut atteindre 10¹⁰ individus par ml (Jones et al., 1976)), ne présentent pas de danger pour la santé animale et/ou humaine.

On ne dénombre cependant pas moins de plusieurs centaines de maladies pouvant être transmises d'animal à animal et plus de 150 pouvant être transmises entre les animaux et l'homme

5. Les engrais de ferme en tant qu'intrant pollutif

		ESS	AMB	GPV	GPB	GPV	AMB
		Purin	Purin	Purin	Purin	Fosse septique	Eau fromagerie
Matière sèche	[g MS/l]	0.7	2.92	0.48	4.3	1.54	0.74
Charge habitants/effl.	[H/100 m ³ effl.]	3	3	1	1		
Lithium	[µg Li/g MS]	20.1	2.5	8.5	3.3	22.6	9.2
Bore	[µg B/g MS]	253.2	147.2	163.6	160.5	1813.8	132.5
Aluminium	[µg Al/g MS]	256.2	288.9	719.3	40.3	19292.0	464.1
Scandium	[µg Sc/g MS]	0.3	0.2	0.1	0.1	0.8	0.2
Titane	[µg Ti/g MS]	2.4	9.0	12.4	2.3	139.8	13.8
Vanadium	[µg V/g MS]	11.9	7.4	11.4	0.9	182.9	3.4
Chrome	[µg Cr/g MS]	2.3	5.8	24.9	3.1	182.3	18.8
Fer	[µg Fe/g MS]	528.3	1694.6	13108.5	1176.1	19474.6	3159.4
Manganèse	[µg Mn/g MS]	332.4	404.2	3871.3	551.9	8269.2	260.8
Cobalt	[µg Co/g MS]	2.1	1.6	7.3	0.4	23.1	1.2
Nickel	[µg Ni/g MS]	9.8	10.0	17.4	6.1	391.6	18.1
Zinc	[µg Zn/g MS]	274.7	237.5	2167.7	21.5	24374.6	3689.7
Cuivre	[µg Cu/g MS]	4.3	23.9	25.2	4.5	62.2	95.2
Arsenic	[µg As/g MS]	0.3	2.6	7.0	0.3	7.7	2.1
Brome	[µg Br/g MS]	366.0	208.5	602.8	362.8	1794.9	131.5
Rubidium	[µg Rb/g MS]	633.8	666.2	802.2	401.9	3291.9	158.1
Strontium	[µg Sr/g MS]	216.9	177.2	257.4	93.1	6210.3	907.9
Molybdène	[µg Mo/g MS]	1.4	1.0	1.3	2.0	43.2	1.1
Cadmium	[µg Cd/g MS]	0.4	0.5	1.6	0.2	23.0	0.6
Iode	[µg I/g MS]	4.8	17.6	19.3	5.8	27.4	5.3
Baryum	[µg Ba/g MS]	70.5	35.2	128.5	11.8	2276.9	62.4
Plomb	[µg Pb/g MS]	4.0	6.7	11.8	0.3	144.0	15.5
Uranium	[µg U/g MS]	0.1	0.1	0.1	0.0	9.6	0.3
Sodium	[mg Na/g MS]	254.0	38.0	105.8	111.7	1231.8	249.2
Potassium	[mg K/g MS]	514.0	573.6	297.9	395.1	1527.9	68.6
Magnésium	[mg Mg/g MS]	62.0	40.3	27.9	28.4	101.9	13.2
Calcium	[mg Ca/g MS]	115.1	70.1	201.7	54.0	605.2	173.0
Chlorures	[mg Cl/g MS]	135.1	285.1	257.5	207.1	2063.6	201.4
Nitrates	[mg NO ₃ /g MS]	1.7	14.0	41.3	54.8	20.1	2.7
Sulfates	[mg SO ₄ /g MS]	82.6	17.3	75.0	71.9	364.9	81.4
Fluorure	[mg F/g MS]	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Silice	[mg Si/g MS]	23.1	9.9	4.5	3.3	24.2	12.8
Phosphore	[mg P/g MS]	115.1	17.7	56.5	49.0	1904.0	54.2

Tableau 5.6.: Résultats des analyses chimiques effectuées sur la phase aqueuse rapportée à la quantité de matière sèche (MS) du même échantillon

(Diesch, 1974, cité par Strauch, 1987). La présence de ces organismes dans la fosse est fonction de l'état de santé du cheptel animal (en sachant que certaines bactéries pathogènes pour l'homme et l'animal peuvent être portées de manière asymptomatique par les animaux, et parfois même par les hommes), de la situation géographique de l'exploitation (région endémique ou non) et des espèces animales présentes. Elle est également fonction des quantités importées (un seul ou plusieurs animaux porteurs) dans la fosse et des caractéristiques de celles-ci qui influencent de manière prépondérante la survie des différentes espèces présentes (voir les caractéristiques de survie des différents genres bactériologiques étudiés).

Un certain nombre d'études et de revues présentent la problématique de ces germes pathogènes liée à la gestion de manière relativement complète (Bell, 1980; Hilliger, 1980; Jones, 1980; Strauch, 1987). Les listes des pathogènes reconnus ou soupçonnés présents dans les engrais de ferme ne se veulent pas exhaustives mais représentatives de la situation européenne. La problématique de la survie de ces germes ne sera pas abordée dans ce chapitre (références citées ci-dessus). Certains éléments sont fournis dans la présentation des germes pathogènes investigués, de même que succinctement dans le chapitre concernant les pratiques agricoles.

5.3.2.1. BACTÉRIES

La détection des bactéries pathogènes est étroitement liée à la sensibilité de la méthode utilisée ainsi qu'au type de matériel analysé. La fréquence d'isolation d'une certaine bactérie ne donne donc pas forcément une image réelle de son importance (Strauch, 1987). Ainsi, la plupart des études disponibles sur la présence des bactéries dans les engrais de ferme se sont généralement focalisées sur la problématique des salmonelles, bien que d'autres bactéries aient été mises également en évidence. Un certain nombre de bactéries pathogènes excrétées par les animaux domestiques présentent un danger pour la santé humaine et animale (Strauch, 1991) et pourraient ainsi faire partie de la population bactérienne des lisiers et purins malgré le fait qu'elles n'y aient peu ou pas été isolées. Les bactéries pathogènes les plus importantes pour l'animal sont présentées dans le tableau 5.7. Certaines bactéries représentent également un risque pour la santé humaine (tableau 5.8).

Espèces bactériennes	Syndrome et/ou maladie chez l'animal
<i>Salmonella</i>	diarrhées, avortements, pneumonies
<i>Brucella</i>	avortements, arthrites
<i>Listeria</i>	avortement encéphalites
<i>Bacillus anthracis</i>	charbon
<i>Erysipelothrix rhusiopathiae</i>	rouget
<i>Mycobacterium</i>	tuberculose
<i>Escherichia coli</i>	diarrhées
<i>Leptospira</i>	leptospirose
<i>Chlamydia</i>	trachome, avortements, arthrites
<i>Rickettsia</i>	avortements, pneumonie

Tableau 5.7: Bactéries pathogènes excrétées par les animaux domestiques (Strauch, 1991)

	Transmissible aux	
	animaux	hommes
<i>Salmonella spp.</i>	oui	oui
<i>Escherichia coli</i>	oui	oui
<i>Yersinia enterocolitica</i>	oui	oui
<i>Clostridium (perfringens, tetani, botulinum)</i>	oui	oui
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	oui	oui
<i>Listeria monocytogenes</i>	oui	oui
<i>Erysipelothrix rhusiopathiae</i>	oui	oui
<i>Mycobacterium (bovis, avium)</i>	oui	oui
<i>Mycobacterium paratuberculosis</i>	oui	non
<i>Corynebacterium equi</i>	oui	non
<i>Treponema hyodysenteriae</i>	oui	non
<i>Bacillus anthracis</i>	oui	oui
<i>Campylobacter fetus spp. jejuni</i>	(oui)	oui
<i>Campylobacter sputorum spp. mucalis</i>	(oui)	oui
<i>Fusobacterium necrophorum</i>	oui	oui

Tableau 5.8: Bactéries pathogènes pouvant être excrétées dans les fèces (Errebo Larsen, 1980)

Une étude réalisée en Grande-Bretagne a montré une contamination de 11% (n=187) des échantillons de lisier de bovin par les salmonelles (Jones et Matthews, 1975), alors qu'en Suède, une étude comparative a montré un taux de contamination des lisiers (35%) plus important que celui des fumiers (6%) (Thunegard, 1975). Une infection déclarée au sein du troupeau entraîne généralement une contamination des engrais de ferme. Ainsi, une étude a montré un taux de contamination des lisiers de 100% et de fumier de 50% (Jeffrey, 1971). La contamination des lisiers

par des pathogènes semble plus importante encore chez le porc. En effet, l'examen de lisier de porc de 48 exploitations du sud de l'Angleterre a permis l'isolation de salmonelles de 23% des échantillons (Jones et al., 1976).

Listeria monocytogenes n'a jamais été isolée dans les engrais de ferme, mais sa présence dans des fèces d'animaux sains (Kampelmacher et Van Noorle Jansen, 1969) devrait entraîner une contamination des engrais de ferme (Strauch, 1987). Le genre *Mycobacterium* a pratiquement été éradiqué du bétail européen et son isolation est extrêmement rare et reste très ponctuelle (Bell, 1980). *Yersinia enterocolitica*, malgré un certain nombre d'isolations des amygdales des porcs et d'échantillons du contenu du côlon (Christensen, 1980) ne semble pas provoquer de maladies cliniques chez les porcs, ni chez les bovins ou la volaille (Errebo Larsen, 1980). *Campylobacter jejuni* et *Clostridium perfringens* ont respectivement été isolés dans des échantillons de fèces ou sont régulièrement responsables d'entérites chez le porc [Høgh, cité par Errebo Larsen, 1980] et pourraient ainsi également ponctuellement faire partie de la population bactérienne des fosses à purin. Une campagne d'échantillonnage unique dans une fosse effectuée dans le cadre de ce projet a d'ailleurs permis de mettre en évidence *C. jejuni*.

5.3.2.2. VIRUS

La présence et la persistance des virus pathogènes dans les engrais de ferme est un thème très peu abordé dans la littérature. On ne connaît également que très mal les liens possibles entre les pathogènes humains et animaux. Plusieurs virus sont connus pour leur présence dans les fèces des bovins, parmi lesquels des entérovirus et adénovirus bovins, des réovirus, des parvovirus, virus corona et virus diarrhéiques bovins (Derbyshire, 1976). Des entérovirus sont régulièrement excrétés dans les fèces des porcs mais aucune relation entre les entérovirus porcins et humains n'a été décrite. Au Canada, 18 sur 22 échantillons de lisier d'une exploitation d'engraissement de porcs et de la maison attenante contenaient des entérovirus, des adénovirus ou des virus corona.

5.3.2.3. PARASITES

La présence des protozoaires, helminthes et arthropodes pathogènes dans les effluents animaux en Europe est présentée dans le tableau 5.9.

	Parasite	Présence ^a	Résistance ^b
Effluents bovins	Protozoaires		
	<i>Eimeria spp.</i>	+++	+++
	Helminthes		
	<i>Trichostrongylid spp.</i>	+++	++
	<i>Strongyloides papillosus</i>	++	+
	<i>Oesophagostomum spp.</i>	++	++
	<i>Fasciola hepatica</i>	++	+++
	<i>Dictyocaulus viviparum</i>	+	+
	<i>Trichuris spp.</i>	+	++
	<i>Dicrocoelium dendriticum</i>	+	+++
	<i>Moniezia spp.</i>	+	+
	<i>Toxocara vitulorum</i>	+	+++
	Arthropodes		
	Psoroptes	+	?
	Chorioptes	+	?
Sarcoptes	+	?	

Tableau 5.9: Présence et résistance des parasites dans les effluents bovins et porcins (Bürger et Stoye, 1978, cités par Strauch, 1987)

	Parasite	Présence ^a	Résistance ^b
Effluents porcins	Protozoaires		
	<i>Eimeria</i> spp.	+++	+++
	<i>Balantidium</i>	++	?
	Helminthes		
	<i>Ascaris</i>	++	+++
	<i>Oesophagostomum</i> spp.	++	++
	<i>Strongyloides</i>	++	+
	<i>Hyostongylus</i>	+	++
	<i>Trichuris</i>	+	++(+)
	<i>Fasciola</i>	+	+++
	Arthropodes		
	Sarcoptes	++	?
	Haematopinus	+	?

Tableau 5.9: Présence et résistance des parasites dans les effluents bovins et porcins (Bürger et Stoye, 1978, cités par Strauch, 1987)

- a. +++: régulière; ++: fréquente; + occasionnelle
b. +++: élevée; ++: intermédiaire; + basse

Les fèces de bovins sont régulièrement contaminés par un grand nombre d'ookystes de *Eimeria* et d'oeufs de trichostrongyle qui constituent quantitativement le principal contaminant des effluents bovins [Bürger et Stoye, 1978, cités par Strauch, 1987]. Les oeufs de *Fasciola*, quoique plus rarement présents présentent également un risque considérable en raison de leur grande résistance. Les fèces de porc sont régulièrement contaminées par des ookystes de *Eimeria* et fréquemment par des oeufs de plusieurs espèces de nématodes gastro-intestinaux.

5.3.3. RÉSIDUS ALIMENTAIRES ET VÉTÉRINAIRES

Les résidus fécaux des animaux peuvent en outre contenir une grande variété de substances potentiellement toxiques pour l'homme, les animaux et les plantes. Ces substances sont de plusieurs types et peuvent avoir été administrées au bétail de manière accidentelle ou volontaire:

- substances phytosanitaires (fongicides, herbicides, pesticides, etc..) utilisées lors des traitements des cultures fourragères;
- additifs ajoutés aux compléments alimentaires (agents conservateurs, antioxydants, arômes, etc...);
- agents antimicrobiens utilisés lors des traitements prophylactiques ou thérapeutiques des maladies infectieuses (antibiotiques, sulfamides, substances thérapeutiques chimiques, etc...) (Hapke et Grahwit, 1987).

La présence de ces substances dans les engrais de ferme peut conduire à une contamination des eaux (Strauch, 1987) pouvant affecter l'homme de manière indirecte. Les types de substances impliquées dans les contaminations hydriques, ainsi que leur concentration ne sont que peu connues et n'ont pas été étudiées dans le cadre de ce travail.

5.4. LE LARGAGE DES POLLUANTS

Une gestion correcte des engrais de ferme doit permettre une utilisation optimale de ceux-ci par l'équilibre entre leur production et les besoins au sein de l'exploitation. Cependant, l'épandage est également contraint par les problèmes d'infrastructures et divers autres facteurs influençant

les pratiques agricoles (météorologie, caractéristiques du sol, topographie). Les pertes en éléments nutritifs (lixiviation, lessivage, ruissellement, volatilisation) liées à l'entreposage et à l'épandage sont de l'ordre de 10 à 40%. Si les pertes par volatilisation semblent difficilement maîtrisables, l'amélioration de certaines pratiques laisse entrevoir la possibilité de limiter les autres pertes.

Du point de vue des eaux souterraines, ces pratiques peuvent conduire à des augmentations du contenu microbiologique ainsi que des teneurs en éléments nutritifs (et en certains autres éléments) des eaux souterraines en-dessus des normes acceptées pour les eaux de consommation.

Equilibre des engrais de ferme

L'équilibre des engrais de ferme doit être réalisé au sein de l'exploitation entre la production d'engrais de ferme (fonction de la quantité de bétail, du mode de stabulation, etc...) et les surfaces utiles disponibles pour l'épandage. La limite supérieure est fixée à 3 UGBF/ha (LEaux, 1998) mais doit être adaptée par les cantons en fonction des conditions régionales, qui dépendent de la charge du sol en polluants, de la capacité d'adsorption du sol en effluents liquides, de l'altitude, des conditions topographiques (OFAG-OFEFP, 1994).

L'exploitant peut avoir recours à un bilan des éléments nutritifs complet pour justifier son cheptel (ou à d'autres documents établis par un Service de vulgarisation). Il ne pourra cependant en aucun cas dépasser la valeur-limite de 3 UGBF/ha correspondant à une fumure de 45 kg P et 315 kg N. Le bilan des éléments nutritifs tient compte des caractéristiques du sol (régime hydrique, profondeur physiologique) et des caractéristiques locales (zones climatiques tenant compte d'une combinaison de la période de végétation et du régime des pluies, topographie et exposition) permettant de déterminer une classe de rendement potentiel en fonction du type de culture donc les besoins en éléments nutritifs (OFAG-OFEFP, 1994; Osubst, 1998).

5.4.1. PROBLÈMES D'INFRASTRUCTURE

5.4.1.1. CAPACITÉ DE STOCKAGE DE L'EXPLOITATION

La capacité requise pour les installations de stockage des engrais de ferme pour les régions de plaine comme pour les régions de montagne est calculée (voir équation 3) en fonction de la durée de stockage minimale (déterminée par la période de repos de la végétation), du type et de la quantité d'engrais de ferme et eaux usées produites (OFAG-OFEFP, 1994). Le but de cette prescription est de permettre à l'exploitant de stocker la production d'engrais de ferme de toute la saison hivernale. La durée de stockage est fonction de la durée de végétation dont l'échelonnement peut varier de moins de 150 jours à plus de 210 jours. Elle est généralement comprise entre 3 et 7 mois.

Le volume de stockage est calculé de la manière suivante (OFAG-OFEFP, 1994):

$$V = \left(\frac{L}{12} + E \right) \times D \quad \text{Equation 3}$$

V = Volume de la fosse à purin en m³

L = Quantité de purin ou de lisier non dilué en m³ par année

E = Quantité d'eaux usées en m³ par mois d'hiver

D = Durée d'entreposage minimale en mois

Les étables d'alpage et de pâturage représentent un cas particulier pour lequel on peut tenir

compte des conditions locales et saisonnières particulières influençant la production des engrais de ferme et eaux usées, ainsi que la durée de stockage (OFAG-OFEFP, 1994). La plupart de ces établissements ne sont occupés que durant la saison estivale si bien qu'il n'est pas nécessaire d'y prévoir l'entreposage de la production hivernale. On tient compte généralement d'une durée de stockage équivalant à un quart environ de la durée moyenne de séjour des animaux ou la durée de séjour quand elle est inférieure.

5.4.1.2. LIMITATION DES APPORTS DANS LA FOSSE

Une limitation de la production d'effluents sur l'alpage pourrait réduire le danger de contamination lors des épandages.

La production d'excréments ne peut être diminuée que par le biais de la réduction du temps d'attache des animaux à l'écurie. Si cette pratique est concevable pour les porcs présents sur l'alpage (Voir le chapitre "Alternative pacage des porcs en semi-liberté", page 141), elle l'est plus difficilement pour les bovins. En effet, le séjour des génisses à l'intérieur est extrêmement court et il paraît difficile de le réduire. En ce qui concerne les vaches, la diminution du temps d'attache induit soit un trajet de plus vers le pâturage (les vaches sont gardées à l'intérieur entre deux traites), soit une installation de traite extérieure nécessitant une certaine organisation (Troxler et Jans, 1992; Troxler et al., 1992).

Dans certains cas, les apports supplémentaires dans la fosse à purin sont très importants et contribuent à diluer son contenu de manière considérable. Dans le cas des exploitations estivales avec une durée de stockage de l'ordre du mois, il est possible que des interférences climatiques obligent l'exploitant à épandre en conditions défavorables. Il en résulte un risque important de pertes par lessivage, lixiviation ou ruissellement. Afin d'éviter un remplissage de la fosse trop rapide, il serait souhaitable de réinfiltrer en un endroit favorable toutes les eaux peu chargées (si elles ne sont pas utilisées) comme (OFAG-OFEFP, 1994; SVVA, 1991):

- les eaux de toit;
- les eaux de cour à condition qu'elles ne soient pas souillées par le bétail de manière importante (le manuel des Instructions pratiques recommande de dériver les eaux souillées des aires d'exercice dans la fosse (OFAG-OFEFP, 1994));
- l'eau des fontaines.

Il pourrait se révéler utile la cas échéant d'empêcher un arrosage de la fumière par les eaux météoriques en la couvrant (arrosage par du purin uniquement, ce qui permet d'éviter une trop grande dilution de la fosse). Certaines économies peuvent également être effectuées en évitant le nettoyage des cours à l'aide de systèmes à base d'eau. Dans les régions où l'eau est une denrée rare (Jura, par exemple), il peut cependant être utile de permettre une dilution du contenu de la fosse par les eaux météoriques ponctuellement avant les épandages. Il serait donc utile d'installer une vanne permettant les deux options.

Le petit-lait résultant de la fabrication de fromage peut être utilisé comme base d'alimentation pour les porcs, et peut également être consommé par des bovins d'élevage ou les génisses (Lehmann et al. 1993).

5.4.1.3. INSTALLATIONS D'ENTREPOSAGE

Les installations servant à l'entreposage des engrais de ferme doivent être construites selon les règles de l'art. Les réservoirs et fondations doivent présenter toutes les sécurités quant à la sta-

bilité et la résistance mécanique (OFAG-OFEFP, 1994). Le fumier doit être stocké sur une dalle en béton étanche avec rebord et les jus collectés dans un fosse ou une pré-fosse.

5.4.1.4. TYPOLOGIE DES ALPAGES POUR LES RÉGIONS ÉTUDIÉES

Une typologie des alpages des régions étudiées en fonction des infrastructures présentes a été effectuée par Prométerre à l'aide des données recueillies lors de l'étude Gest'alpe (SVVA, 1991; SVVA, 1994) (voir tableau 5.10). Ils sont classés en fonction de la production de lisier, de la présence ou non d'une fosse de stockage des engrais de ferme, du stockage du fumier et de la récupération des jus de fumier. Ils ne tiennent pas compte des quantités d'effluents produites ni de la récupération des eaux du ménage, de nettoyage, etc.... Les résultats montrent la grande hétérogénéité des pratiques sur les alpages.

La répartition des types d'alpages dans le bassin d'alimentation de la source du Brassus est présentée sur la figure 5.1. Les types 5 (40%) et 6 (20%) y représentent les cas les plus fréquents. Les autres types sont présents en proportions similaires avec entre 4 et 6 alpages par type. Sur les bassins d'alimentation des sources du Confluent et du Clos Ister, les alpages sont en majorité de type 2, avec quelques alpages de types 1 et 3.

Type	Production	Fosse	Stockage fumier	Récupération jus fumier	Remarques
1	Non	-	-	-	Sans fosse ou fosse existante non utilisée.
2	Oui	Non	Non	-	Parfois sans production de purin (eaux usées de ménage uniquement). Eventuellement petite fosse septique.
3	Oui	Non	Oui	Non	Parfois sans production de purin (eaux usées de ménage et jus de fumier uniquement). Parfois petite fosse septique.
4	Oui	Oui	Non	-	Parfois sans production de purin (eaux usées de ménage uniquement).
5	Oui	Oui	Oui	Non	Parfois sans production de purin (eaux usées de ménage et jus de fumier uniquement).
6	Oui	Oui	Oui	Oui	Parfois sans production de purin (eaux usées de ménage et jus de fumier uniquement).

Tableau 5.10: Types d'alpages présents dans les régions étudiées (Classification Prométerre à l'aide des données Gest'alpe)

Théoriquement, les contaminations potentielles des eaux souterraines sont moins importantes quand tous les effluents produits sur l'alpage sont recueillis (types 4 et 6). Dans la pratique, le danger potentiel est cependant plus important en raison des grandes quantités d'engrais de ferme stockées. Les atteintes aux eaux souterraines et de surface seront plus importantes en cas de gestion inappropriée, notamment en cas de vidange de la fosse.

Les alpages de type 2 représentent un bon compromis pour une gestion correcte des engrais de ferme puisque les effluents produits sont valorisés sur les pâturages de manière journalière. Ces alpages ne sont généralement pas accessibles avec un véhicule et peu d'autres alternatives ne sont envisageables de toute manière.

En règle générale, tous les effluents produits dans les exploitations agricoles pouvant polluer les eaux doivent être recueillis (purin, lisier, jus de fumièrre, petit-lait, etc...). Ces effluents ne doivent pas avoir la possibilité de s'infiltrer de manière ponctuelle devant le chalet, par exemple, ou de rejoindre un cours d'eau voisin (voir photo 5.1 et photo 5.2). Ils doivent être recueillis,

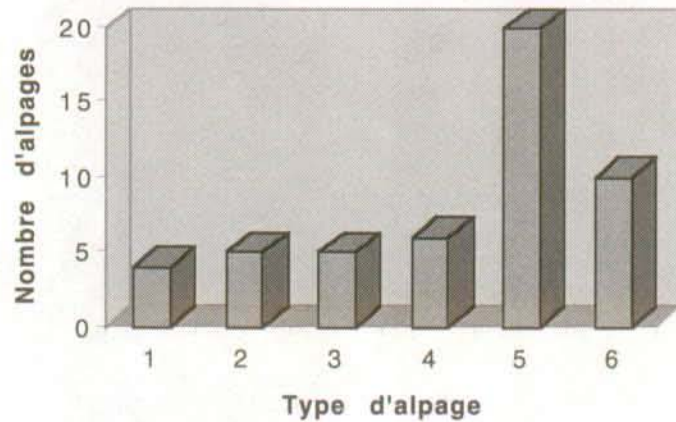


Figure 5.1: Répartition des types d'alpages dans le bassin d'alimentation de la source du Brassus



Photo 5.1: Stockage de fumier à même le sol sur un bas-côté du chemin (à l'amont d'une rivière).

stockés et utilisés selon les prescriptions légales en vigueur. Cependant, s'il est possible de les valoriser immédiatement, le risque de pollution pour les eaux est considérablement réduit et les installations de stockage ne devraient, dans ce cas-là, pas être nécessaires. Du point de vue législatif, le volume de stockage recommandé pour les étables d'alpage devrait permettre de recueillir un quart de la production saisonnière (OFAG-OFEFP, 1994). Cependant, l'aménagement d'une fosse n'est pas obligatoire dans le cas d'abris de bergers ne disposant ni de fosse à purin, ni d'un approvisionnement en eau suffisant.



Photo 5.2: Résultat du déversement de petit-lait dans la rivière la Torneresse.

5.4.2. PRATIQUES AGRICOLES

5.4.2.1. CONSEILS PRATIQUES POUR LA LIMITATION DES PERTES

La plupart des cas de contamination des eaux souterraines sont directement liées à des pratiques agricoles inadaptées. En ce qui concerne le danger de contamination pour les eaux souterraines, seules les pertes par lessivage et lixiviation sont significatives. Les paramètres influençant ces pertes sont les suivants (OFAG-OFEFP, 1994):

- conditions météorologiques: les vecteurs de contamination sont l'eau des précipitations ou la fonte des neiges. Celles-ci vont conditionner une infiltration des polluants potentiels. Un épandage est fortement déconseillé dans ces conditions;
- perméabilité et capacité de rétention des sols: la vitesse de percolation dans les sols varie en fonction de la dimension et de la forme des pores et est très rapide dans les sols perméables. L'état de saturation des sols est également un paramètre important car quand un sol est saturé, l'eau excédentaire traverse le sol et provoque ainsi une lixiviation importante (dépassement du point de ressuyage);
- profondeur physiologique du sol: la capacité de rétention du sol augmente avec son épaisseur physiologique;
- capacité d'adsorption: les argiles et les substances organiques des sols peuvent adsorber une partie des composants des engrais de ferme en solution;
- végétation: les sols présentant une bonne colonisation par les racines et un couvert végétal dense limitent les pertes par lessivage (capacité d'assimilation).

Chacun de ces paramètres doit être considéré et permet de déterminer une charge d'engrais de ferme maximale à appliquer. Il est évident qu'on devrait retenir la charge la plus limitante, qui peut varier entre 0 à 60 m³/ha.

Le type de sous-sol joue un rôle important, en particulier lorsqu'il s'agit de calcaire. En effet,

les phénomènes de dissolution du calcaire conduisent à la formation de zones d'infiltration préférentielles créant des connexions rapides entre la surface et les eaux souterraines (dolines, lapiez, fractures ouvertes par la dissolution, voir photo 5.3). Un soin particulier devrait être



Photo 5.3: Lapiez près du Col du Marchairuz aboutissant à une fracture où les circulations d'eau ont permis la dissolution du calcaire.

apporté lors de l'épandage d'engrais de ferme dans ces régions et les zones à infiltration rapide devraient systématiquement être évitées.

5.4.2.2. PRATIQUES À RÉFORMER

5.4.2.2.1. CONDITIONS SAISONNIÈRES

Les éléments nutritifs présents dans les sols et non adsorbés par les argiles et la matière organique finiront par être entraînés par les eaux météoriques jusque dans l'aquifère s'ils ne sont pas absorbés par la végétation. Les épandages non autorisés sur la neige (qui font encore partie des pratiques actuelles) devraient être rigoureusement interdits. En effet, les éléments fertilisants sont en grande partie lessivés à la fonte des neiges et le solde est infiltré et probablement lixivié ou lessivé avant que les plantes ne puissent l'absorber (avec donc 100% de pertes). Les autorités autorisent des épandages sur la neige de manière exceptionnelle lorsque la couverture neigeuse persiste plus longtemps que de coutume et que les installations de stockage ne suffisent plus. Avec les nouvelles prescriptions, de telles pratiques ne devraient plus se justifier (le volume de stockage minimal doit correspondre aux quantités d'engrais de ferme produites durant la période de repos de la végétation).

Comme les épandages sont déconseillés durant la période hivernale, la plupart des exploitants vident leur fosse en automne de manière à aborder cette saison avec la plus grande capacité de stockage possible. Cette pratique n'est pourtant pas nécessaire dans les alpages où les contributions dans la fosse sont nulles en hiver (à condition d'éviter le remplissage par les eaux météo-

riques). Il serait donc judicieux d'utiliser les engrais de ferme au printemps, lorsque la végétation en a besoin (SVVA, 1991). Il est cependant nécessaire de tenir compte d'un certain laps de temps avant de pouvoir y laisser pâturer le bétail pour deux raisons:

- il faut un certain temps (environ un mois) pour dissiper le goût et l'odeur des engrais de ferme. Les vaches y sont sensibles et mangent moins bien, ce qui pourrait conduire à une perte de production;
- il est également nécessaire de prévoir une période de repos minimale afin de réduire la quantité de microorganismes potentiellement pathogènes disséminés sur la végétation et dans la partie supérieure des sols. Un délai de 30 jours environ devrait être respecté avant le pacage du bétail afin d'éviter tout risque de contamination. Ces parcelles devraient être pâturées par du bétail adulte, plus résistant aux zoonoses (Strauch, 1987).

Si la neige persiste jusqu'à fin mars en région de moyenne montagne comme le Jura, il est tout à fait envisageable d'appliquer une partie des engrais déjà dès la mi-avril (il n'est pas nécessaire de vider la fosse en une fois) pour pouvoir y faire pâturer le bétail dès la mi-mai.

5.4.2.2.2. CONDITIONS CLIMATIQUES

En raison du risque de brûlure de la végétation lors d'épandages d'engrais de ferme par temps ensoleillé, certains exploitants préfèrent appliquer les engrais de ferme lors de légères pluies. Malheureusement, de légères pluies durant la période estivales coïncident souvent avec l'arrivée d'un front orageux accompagné d'importantes précipitations. Les pertes par ruissellement et lixiviation ou lessivage seront dans ce cas importantes. Une appréciation rigoureuse des conditions météorologiques est donc nécessaire.

5.4.2.2.3. GESTION DES ENGRAIS

En raison de la facilité d'utilisation des engrais du commerce, les engrais de ferme sont de plus en plus souvent considérés comme des déchets dont la gestion est très contraignante. Un certain nombre d'exploitants retardent donc leur utilisation au maximum et attendent que la fosse soit pleine pour la vider complètement. Les engrais devraient être gérés de manière réfléchie, avec des applications quand et où c'est utile, par petites quantités, et non quand c'est nécessaire par grandes quantités. L'adaptation de la taille des fosses à celle du cheptel animal laisse envisager de sérieux problèmes si un effort de gestion n'est pas consenti.

5.4.2.2.4. RÉCUPÉRATION ET ENTREPOSAGE

La loi interdit d'introduire directement ou indirectement dans une eau des substances de nature à la polluer de même que l'infiltration de telles substances (LEaux, 1998). Les effluents comme le petit-lait ne devraient donc pas être déversés de manière intentionnelle dans les cours d'eau.

Le stockage de fumier ailleurs que sur la fumière est autorisé pour une courte durée avant son utilisation. Cependant, aucune spécification de la durée n'est fournie par la législation, si bien que certains tas de fumiers sont stockés à même le sol durant quelques mois. Sans protection contre l'atteinte vraisemblable aux eaux souterraines (et de surface), le dépôt devient une source permanente de contamination.

5.4.3. CONTRÔLES

Les détenteurs des installations d'entreposage et de traitement des engrais de ferme doivent veiller à ce que ceux-ci soient utilisés, entretenus et réparés correctement (LEaux, 1998). L'autorité cantonale veille à ce que les installations d'entreposage des engrais de ferme soient contrôlées régulièrement; les espacements et contrôles seront fixés en tenant compte du risque de pollution des eaux. L'autorité cantonale contrôlera si:

- a. la capacité d'entreposage prescrite est disponible;
- b. les installations d'entreposage y compris les conduites sont étanches;
- c. les installations sont en mesure de fonctionner;
- d. les installations sont utilisées correctement.

Les travaux d'assainissement concernant les mesures liées à la protection des eaux doivent être accomplis dans un délai de 15 ans à partir de l'entrée en vigueur de la LEaux.

5.5. CONCLUSION

L'utilisation des engrais de ferme en région de montagne diffère sensiblement de celle de plaine, dans le sens où les installations de stockage ne sont pas mises à contribution durant la période hivernale et qu'il n'est donc pas nécessaire de les vider en automne. Les apports des éléments nutritifs aux plantes peuvent donc être ciblés durant la période de croissance, au printemps (SVVA, 1991), et de manière fractionnée en fonction de l'utilisation des pâturages. Il est cependant nécessaire de prévoir une période de repos entre l'épandage et le pacage de l'ordre du mois (Strauch, 1987). Tous les effluents produits sur l'alpage et pouvant contaminer les eaux devraient être récupérés dans des installations adéquates, à moins d'être valorisés immédiatement.

La législation prévoit un certain nombre de mesures pouvant améliorer de manière substantielle les conditions de stockage et de gestion des engrais de ferme¹. Cependant, avec l'adaptation du volume des fosses à la taille du cheptel animal, le danger pour les eaux souterraines lié à l'utilisation des engrais s'accroît également. Il est donc nécessaire de prévoir des mesures accompagnatrices particulières comme la sensibilisation des exploitants aux problèmes de contamination. Un soin particulier devrait être consacré au développement d'une formation continue pour les exploitants des régions karstiques impliquant la participation de personnes particulièrement formées dans le domaine des eaux souterraines. En effet, seule une information ciblée contribuera à sensibiliser l'exploitant à la fragilité de ces ressources.

1. La période d'adaptation des installations des exploitations n'est pas encore révolue.

6. LES POLLUANTS DANS LES EAUX DE SURFACE

L'étude de la qualité des eaux de surface a une double utilité. Elle permet de déterminer les conditions de transport des polluants dans des situations hydrodynamiques relativement simples, ainsi que la qualité des eaux d'infiltration qui rejoignent les aquifères.

6.1. LAC DE BRET

Les données présentées résultent de mesures et analyses effectuées sur l'eau brute du lac prélevée à une profondeur de 11 m (au-dessous du niveau maximal du lac). Un grand nombre de mesures et d'analyses chimiques et bactériologiques sont effectuées par le SEVL dans le cadre du contrôle de routine de la qualité de l'eau du lac de Bret. Elles ont été complétées lors de la présente étude durant les années 1996-1997. La situation géographique et géologique du lac est présentée dans le chapitre "Bret", page 17.

6.1.1. DONNÉES BACTÉRIOLOGIQUES

6.1.1.1. LES GERMES INDICATEURS DE POLLUTION

Les résultats des analyses des indicateurs bactériologiques de contamination effectuées sur les eaux brutes sont présentés dans la figure 6.1. Les paramètres de description de la distribution de chacune de ces variables sont présentés dans le tableau 6.1 .

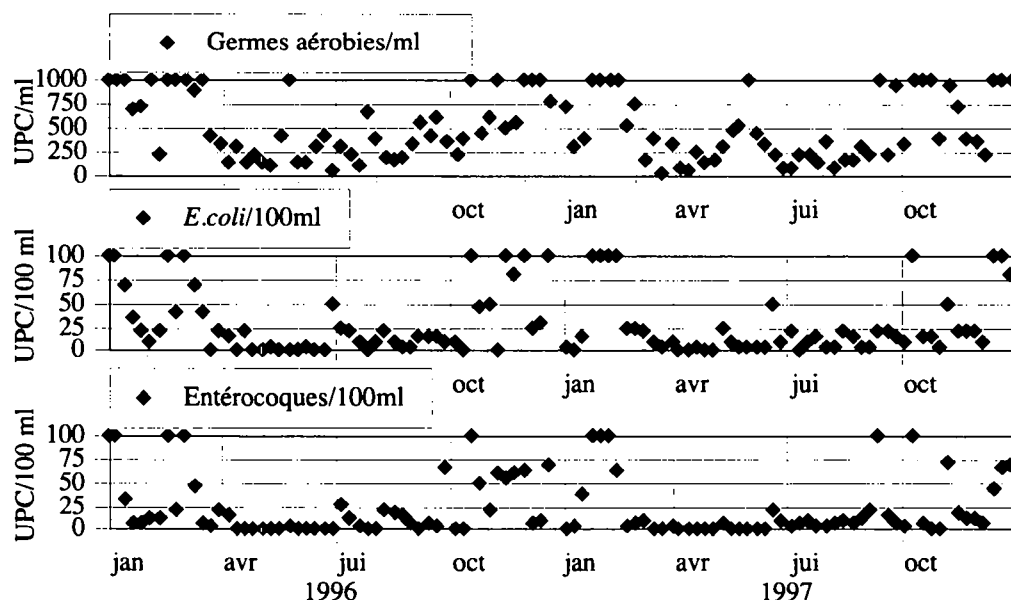


Figure 6.1: Indicateurs de pollution dans le lac de Bret à -11 m.

Les germes aérobies et les indicateurs de contamination fécale montrent une évolution temporelle similaire. Ils atteignent les valeurs maximales de manière fréquente entre octobre et mars, et parfois durant les mois de mai ou juin. La présence des bactéries indicatrices en hiver plutôt qu'en été est vraisemblablement le résultat de la conjugaison de plusieurs processus:

6. Les polluants dans les eaux de surface

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobies/ml	390	221	960	104
<i>E. coli</i> /100ml	15	5	40	104
Entérocoques/100ml	8	2	27	104

Tableau 6.1: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans le lac de Bret à -11 m de profondeur (SEVL).

- les bactéries sont entraînées de la surface en profondeur par les courants induits par les brassages hivernaux (alimentation depuis la surface ou le Grenet), ou de forts vents en période de stratification;
- elles vivent ou survivent plus facilement en hiver dans l'environnement lacustre à cette profondeur (-11 m) grâce à la présence d'oxygène due au brassage (figure 6.5) et aux températures plus froides (Flint, 1987; McFeters et Stuart, 1972; Terzieva et McFeters, 1991);
- la diminution de la masse globale de microorganismes observée dans les eaux de surface en hiver pourrait contribuer à diminuer également la prédation par les protozoaires et la compétition pour la nourriture.

L'effet du brassage explique à lui seul la présence des bactéries indicatrices en hiver à cette profondeur. Cependant, la présence d'oxygène joue certainement également un rôle déterminant pour la survie de certaines de ces bactéries. En effet, on peut remarquer que la diminution des quantités de germes aérobies, par exemple, est beaucoup moins rapide que celle de *E. coli* et des entérocoques en présence d'oxygène. Cependant, leur présence en grand nombre durant une relativement courte période permet d'en déduire que les conditions locales à -11 m ne permettent ni la survie des *E. coli*, ni celle des entérocoques et des germes aérobies sous forme cultivable, même en présence d'oxygène. Les basses températures observées contribuent également à une meilleure survie des germes, en surface comme en profondeur (à condition qu'ils y aient été transportés). En effet, *E. coli* et les entérocoques sont des habitants normaux du milieu intestinal, dont la température avoisine généralement les 37°C. Cependant, il semblerait que des faibles températures permettent à certains types de bactéries de survivre plus longtemps dans les milieux aquatiques. *E. coli* survivrait ainsi mieux à 4°C qu'à 25°C en environnement aquatique (Flint, 1987) et pourrait également tolérer durant des périodes relativement longues la température de 0°C (Davenport et al., 1976). L'importance de la prédation et de la compétition dans les conditions aquatiques est mise en évidence par une meilleure survie de *E. coli* dans une eau lacustre filtrée que dans une eau non filtrée (Korhonen et Martikainen, 1991b). Une diminution de température accompagnée d'une diminution de la prédation et de la compétition potentielle pourrait améliorer de manière notable la survie des indicateurs dans les eaux superficielles.

6.1.1.2. LES GERMES PATHOGÈNES

6.1.1.2.1. RÉSULTATS GÉNÉRAUX

L'eau du lac a été échantillonnée à 18 reprises durant 1996 et 1997 et un certain nombre de germes pathogènes a été mis en évidence (voir figure 6.2). Les espèces isolées sont les suivantes:

- *Campylobacter coli*
- *Campylobacter jejuni*
- *Listeria monocytogenes* des types 1/2a, 1/2b et 4b

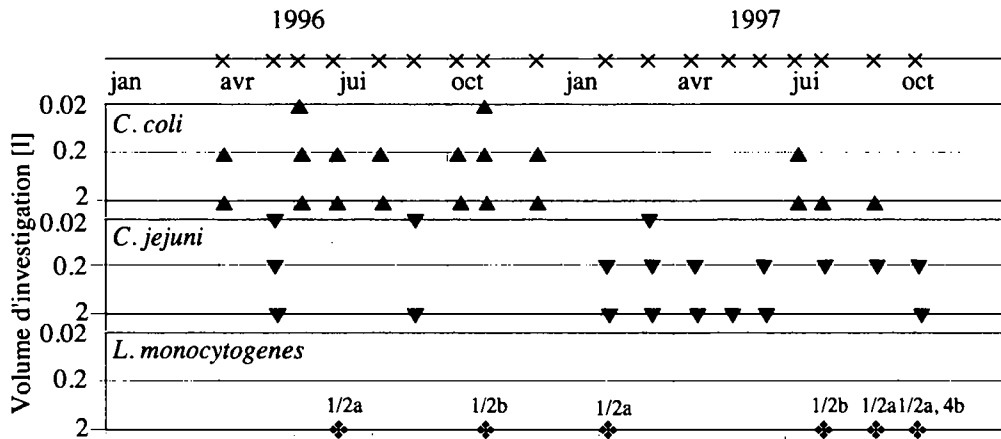


Figure 6.2: Résultat de la recherche de germes pathogènes dans le lac de Bret à 11 m de profondeur (IMUL). La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

Les volumes de 2 litres ont systématiquement permis l'isolation d'au moins une des bactéries investiguées. La présence fréquente de germes dans les volumes de 0.2 et 0.02 ml montre que la densité de population des germes pathogènes est relativement élevée et ne peut être considérée comme insignifiante.

Les campylobacters sont fréquemment mis en évidence, avec un taux d'isolation de 55% pour *C. coli* (10/18, p compris entre 0.31 et 0.77 pour un seuil de confiance de 0.95) et de 55% pour *C. jejuni* (10/18, p compris entre 0.31 et 0.77 pour un seuil de confiance de 0.95). Les listerias sont moins fréquentes avec un taux d'isolation de 33% (6/18) dans les volumes de 2 litres uniquement. La probabilité de mettre en évidence *L.monocytogenes* 1/2a est comprise entre 7 et 48% pour un seuil de confiance fixé à 0.95, et entre 2 et 36% pour *L. monocytogenes* 1/2b. Les isolations de *L. monocytogenes* 4b sont beaucoup plus rares.

Il ne semble pas y avoir de lien entre la présence des indicateurs de contamination et celle des germes pathogènes. En effet, des hausses de germes pathogènes similaires à celles des indicateurs durant la période hivernale n'y sont pas observées. Comme la survie de *Campylobacter* est plus ou moins similaire à celle de *E. coli* en eau lacustre (Terzieva et McFeters, 1991), il est raisonnable d'investiguer les limites des méthodes utilisées. Les indicateurs sont comptés après formation de colonies sur des plaques, donc rendent compte du nombre de bactéries cultivables. Les isolations de pathogènes, par contre, résultent d'enrichissements qui permettent éventuellement la réhabilitation de formes endormies ou endommagées ne pouvant être cultivées. Les indicateurs sont donc principalement détectés en hiver à la faveur des brassages qui permettent le transport rapide de ces germes en profondeur. On ne peut cependant exclure leur présence à cette profondeur sous une forme non cultivable durant toute l'année.

6.1.1.2.2. CORRÉLATIONS

Des tests de corrélation (Spearman) ont été effectués entre la présence des germes pathogènes et différents facteurs potentiellement explicatifs (HC) ou représentatifs du milieu (I, PC) (voir "Méthodes statistiques", page 36). Les facteurs corrélés de manière significative au seuil 0.05 sont présentés dans le tableau 6.2 (voir les résultats complets en annexe 4).

	Corrélation des rangs de Spearman		
	HC	-	Somme pluies (10, 15 jours)
<i>Campylobacter jejuni</i> (10/18)	I	+	n.s.
	PC	+	Chlorures
<i>Campylobacter coli</i> (10/18)	HC		n.s.
	I		n.s.
	PC	-	Chlorures
<i>Listeria monocytogenes</i> 1/2a (4/18)	HC		n.s.
	I	+	<i>E. coli</i>
	PC	+	Entérocoques
			n.s.
<i>Listeria monocytogenes</i> 1/2b (2/18)	HC		n.s.
	I		n.s.
	PC		n.s.

Tableau 6.2: Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre la présence des espèces pathogènes et différents paramètres.

La présence de *C. jejuni* (10 échantillons sur 18) est significativement et négativement corrélée avec la somme des pluies considérée sur des périodes de 10 et 15 jours avant l'échantillonnage. Ces germes sont donc présents dans les eaux du lac à cette profondeur quand les pluies les jours précédents n'ont pas été très importantes. Cela est confirmé par la corrélation positive et significative de la présence de *C. jejuni* avec les teneurs en chlorures. En effet, l'entraînement des chlorures dans le lac est conditionné par les pluies mais de trop fortes pluies contribuent à diminuer leur teneur par dilution. La présence de *C. coli*, par contre, n'est corrélée de manière significative avec aucun des facteurs hydroclimatologiques testés. Elle est cependant corrélée de manière négative avec les teneurs en chlorures, ce qui concorde avec la présence alternative des deux espèces dans les échantillons étudiés.

La présence de *L. monocytogenes* 1/2b n'est corrélée de manière significative avec aucun des facteurs testés. Celle de *L. monocytogenes* 1/2a est cependant étroitement liée à la présence des indicateurs de contamination fécale. Lors de l'examen des séries temporelles, on peut pourtant remarquer qu'elle n'a que rarement été isolée durant la période hivernale. Sa présence coïncide cependant fréquemment avec des augmentations ponctuelles des teneurs en indicateurs de pollution fécale, probablement dues à de forts courants de bise. La présence de *Listeria* dans les eaux de surface confirme son caractère saprophyte (Weis et Seeliger, 1975; Welshimer et Donker-Voet, 1971). Weis (1975) a isolé *Listeria* de divers milieux environnementaux (sols, végétaux, fèces) en toutes saisons au sud-ouest de l'Allemagne en remarquant une légère augmentation en automne. Comme pour *Campylobacter*, il semblerait également qu'une faible température permette une survie plus longue de *Listeria* dans un milieu ne lui permettant pas de croître (Ahamad et Marth, 1989; Sorrels, 1989).

Des modèles statistiques simples de type GLM ont été établis pour plusieurs types de germes:

- *C. coli* + Pluies 20***
- *C. jejuni* - Pluies 20**
- *L. monocytogenes* 1/2a n.s.
- *L. monocytogenes* 1/2b n.s.

Les différences observées par rapport aux résultats de corrélations simples de Spearman sont probablement dues à la transformation de la réponse en variable binomiale.

Pour *C. coli* et *C. jejuni*, les différences ne sont pas extrêmement importantes dans le sens où le

seul facteur explicatif significatif est la pluie, corrélée respectivement de manière positive et négative. Pour *L.monocytogenes* 1/2a et 1/2b, le modèle GLM ne permet de mettre en évidence des facteurs explicatifs.

6.1.2. DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES

La variabilité des différents paramètres physico-chimiques mesurés et analysés durant les années 1996-1997 est présentée dans le tableau 6.3 à l'aide de descripteurs statistiques simples.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Hauteur d'eau [m]	-0.66	-1.12	-0.45	731
Température de l'eau [°C]	9.3	5.15	13.70	104
Turbidité [UT/F]	2.18	1.72	2.70	104
Conductivité (25°C) [μ S/cm]	358	340	375	103
pH	8.00	7.89	8.10	104
Consommation en acide [mval/l]	3.51	3.20	3.64	102
Oxydabilité [mg/l KMnO ₄]	10.0	9.30	10.80	99
Oxygène dissous [mg/l O ₂]	7.60	2.45	9.33	103
Carbone organique total [mg/l]	3.38	3.20	3.71	103
Calcium [mg/l]	61.7	58.4	64.3	103
Magnésium [mg/l]	8.9	8.6	9.0	103
Sodium [mg/l]	7.7	7.2	8.1	103
Potassium [mg/l]	2.6	2.5	2.7	103
Aluminium [mg/l]	0.012	0.008	0.019	103
Fer dissous [mg/l]	0.043	0.037	0.056	103
Chlorures [mg/l]	14.2	13.6	14.8	102
Sulfates [mg/l]	10.6	7.9	11.5	102
Nitrates [mg/l]	5.05	3.70	6.45	102
Nitrites [mg/l]	0.092	0.053	0.201	104
Ammoniaque [mg/l]	0.105	0.049	0.172	104

Tableau 6.3: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans le lac de Bret à 11 m de profondeur (SEVL).

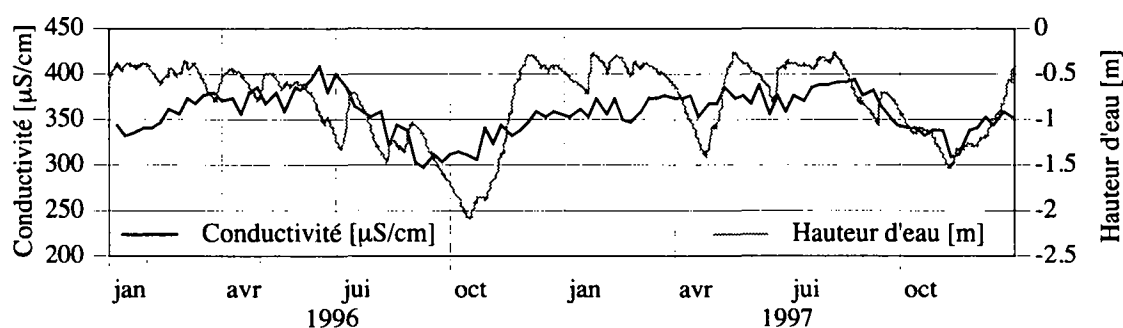


Figure 6.3: Conductivité à 11 m de profondeur et hauteur d'eau dans le lac de Bret (SEVL).

Les fluctuations des hauteurs d'eau dans le lac (figure 6.3) sont artificielles et la majeure partie de la recharge est assurée par le détournement d'une partie du débit de la rivière du Grenet. En général, les niveaux les plus bas sont observés au mois d'octobre (Dupertuis et al., 1980), alors que la période de recharge principale se situe entre novembre et mars. Pour les années 1996-1997, la tendance générale est normale, avec néanmoins des fluctuations relativement importantes entre mai et juillet 1996 et une baisse du niveau d'eau en avril 1997. Les conductivités

mesurées suivent un cycle saisonnier présentant une diminution sensible dès les mois de juin-juillet et une augmentation dès les mois de septembre-octobre. Elles sont la résultante d'une dynamique complexe, faisant probablement intervenir les recharges par Le Grenet (variables selon la pluviosité) et les variations des concentrations en ions calcium et bicarbonates dans l'épilimnion (liées à la décalcification biogéochimique résultant de l'activité photosynthétique du plancton).

Les températures mesurées dans l'eau du lac à 11 mètres de profondeur (SEVL) montrent un décalage de 1 à 2 mois par rapport à la température moyenne journalière de l'air mesurée à la station météorologique de Pully (ISM) (voir figure 6.4). Les températures minimales de l'eau

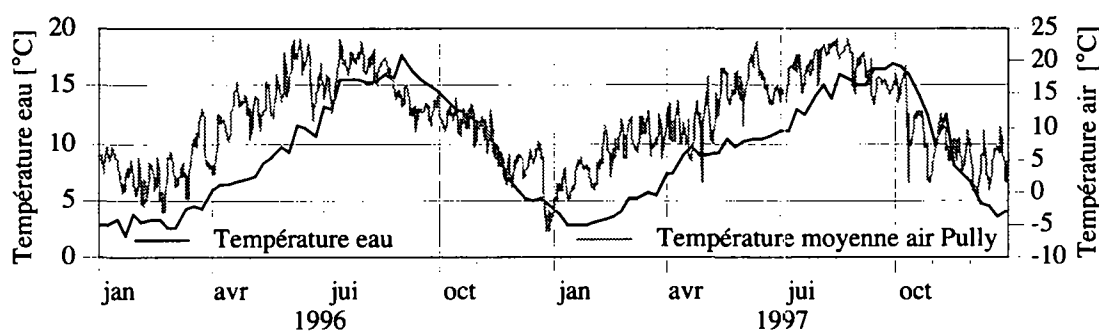


Figure 6.4: Température du lac de Bret à 11 m de profondeur (SEVL) et de l'air mesurée à Pully (ISM).

sont mesurées en janvier-février et sont inférieures à 4°C. Cette période permet donc potentiellement les brassages les plus importants. Ces brassages contribuent à augmenter les teneurs en oxygène des couches les plus profondes (voir figure 6.5), et sont efficaces à -11 m dès les mois d'août pour l'année 1996 et octobre pour l'année 1997. Cette oxygénation est effective jusqu'en avril, puis les teneurs commencent à baisser (figure 6.6). Le pH suit une tendance similaire, car

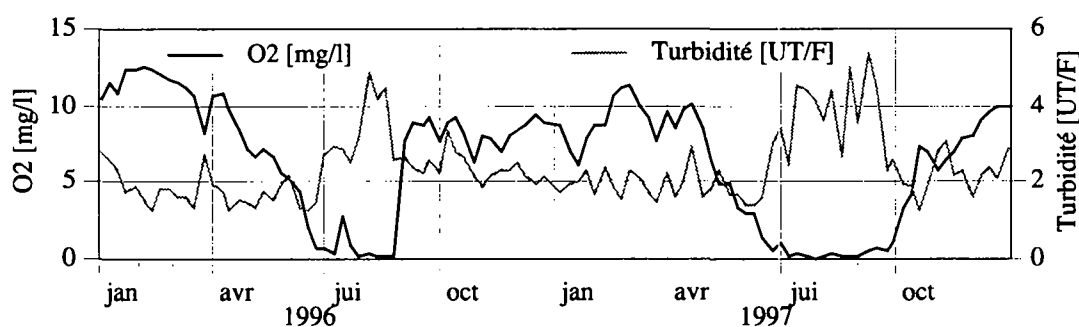


Figure 6.5: Oxygène et turbidité dans le lac de Bret à 11 m de profondeur (SEVL).

il est lié, comme la teneur en oxygène, aux phénomènes de dégradation des matières organiques, à la fois consommateurs d'oxygène et producteurs de protons. La turbidité à -11 m augmente en été, avec la disparition de l'oxygène. Cette augmentation s'explique par la présence dans les eaux anoxiques de formes colloïdales et particulières du fer (hydroxydes, sulfures, etc.) (Zumsstein, 1989). Simultanément, on observe une augmentation des teneurs en ammoniacque (voir

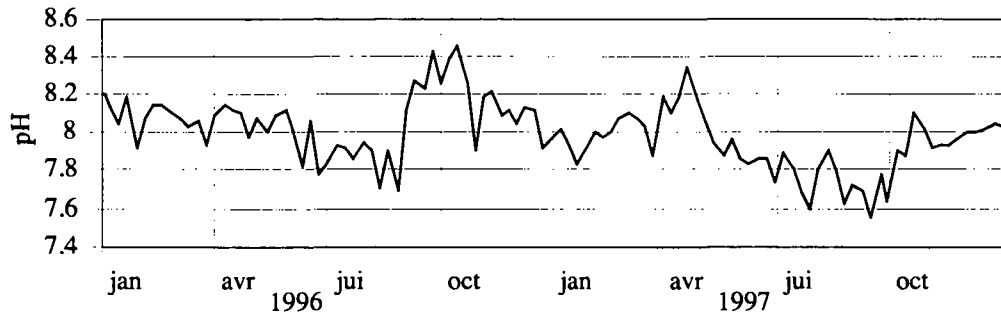


Figure 6.6: pH dans le lac de Bret à 11 m de profondeur (SEVL)

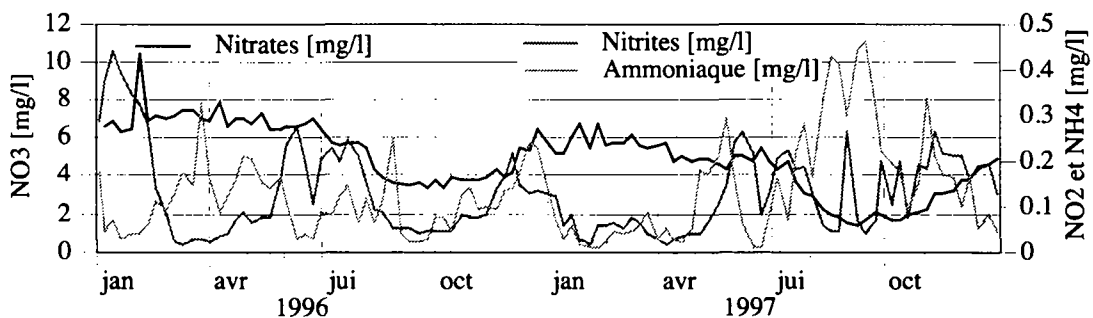


Figure 6.7: Nitrates, nitrites et ammoniac dans le lac de Bret à 11 m de profondeur (SEVL)

figure 6.7), produite par la décomposition des composés azotés organiques sous conditions anoxiques.

6.1.3. SYNTHÈSE

Les données présentées sont le résultat de mesures et d'analyses effectuées à la profondeur de captage (11 m) et ne reflètent pas les caractéristiques globales du lac. Cependant et malgré les perturbations anthropogènes dues à la recharge artificielle et à l'exploitation, le lac de Bret montre un cycle physico-chimique saisonnier bien défini. A une période estivale où l'oxygène vient à manquer dans les couches profondes, succède une période froide où de grands brassages sont rendus possibles grâce à l'absence de stratification thermique.

En période de stratification, les échanges entre les couches de surface et les couches profondes sont très faibles. A -11 m, le contenu en germes indicateurs de contamination n'est pas très important durant cette période, malgré les apports probables par ruissellement (pacage du bétail, épandages d'engrais de ferme). En hiver, les brassages permettent aux bactéries présentes en surface (éventuellement amenées depuis le Grenet) d'accéder aux couches plus profondes, ce qui explique la prépondérance de la réponse à cette période. La diminution rapide de ces germes, avant celle des teneurs en oxygène, montre leur faible capacité de survie dans ce type de milieu. Les facteurs limitant sont probablement les faibles teneurs en éléments nutritifs ainsi que les interactions avec d'autres microorganismes, comme la compétition et la prédation (Chao et al., 1988; Flint, 1987).

Tous les échantillons prélevés ont permis l'isolation de germes pathogènes en quantités non négligeables (isolation dans le volume de 20 ml également), si bien que leur présence ne semble pas liée aux brassages (sauf peut-être *L. monocytogenes*).

La présence de *C. jejuni* est significativement et négativement corrélée avec les pluies considérées sur des périodes de 10 et 15 jours avant l'échantillonnage, dans des eaux relativement riches en chlorures. La présence de *C. coli*, par contre, n'est corrélée de manière significative avec aucun des facteurs hydroclimatologiques testés. Elle est cependant corrélée de manière négative avec les teneurs en chlorures. Les modèles GLM ont ajusté les pluies sur les 20 jours précédents pour expliquer la réponse en *C. coli* (corrélation positive) et les pluies sur les 20 jours précédents pour expliquer la réponse en *C. jejuni* (corrélation négative). Cette différence pourrait être le résultat d'un phénomène de compétition entre les deux espèces.

La présence de *L. monocytogenes* 1/2a et 1/2b n'est corrélée de manière significative avec aucun des facteurs testés (Spearman et GLM). La présence des listerias est corrélée avec *E. coli* et les entérocoques.

6.2. RUISSEAU DU CLOS ISTER

Le ruisseau de Clos Ister prend naissance dans la partie supérieure du bassin d'alimentation, traverse les pâturages des 4 alpages inférieurs (Le Clos Ister, Vuagère, Le Ban Haut et Le Van) avant de terminer sa course dans la rivière La Torneresse. Les vaches de ces pâturages ont la possibilité de traverser le lit du ruisseau et de s'y abreuver. Elles sont présentes sur ces alpages durant deux périodes, la première de mi-mai à fin juin ou mi-juillet (La Vousique) et la seconde de fin août à début octobre (voir présentation plus complète dans le chapitre "Pays d'Enhaut", page 20).

Les échantillons ont été prélevés à un rythme hebdomadaire durant la saison d'alpage 1997 (mai à octobre), à l'aval des pâturages Vuagère, Le Ban Haut et Le Van. Les trois premières séries ont été prélevées avant la présence du bétail.

6.2.1. FONCTIONNEMENT DYNAMIQUE

Le ruisseau prend naissance dans la partie supérieure du bassin-versant, par des suintements à travers un mince placage morainique, provenant vraisemblablement des flyschs grésocalcaires. Il a creusé un lit rectiligne et extrêmement bien marqué laissant affleurer les flyschs dans la partie amont, alors que la partie aval, évoluant sur un relief plus doux présente quelques légers méandres. Le régime de ce ruisseau est de type pluvio-nival, influencé d'une part par la fonte des neiges au printemps et d'autre part par les pluies importantes d'automne. Il n'est pas rare de le voir tarir en automne (sec le 29.9.97 et le 6.10.97). Le débit maximal de nos mesures en 1997 était de environ 90 l/min (jaugeage au sel).

6.2.2. DONNÉES BACTÉRIOLOGIQUES

6.2.2.1. LES GERMES INDICATEURS DE POLLUTION

Les résultats des comptages des indicateurs de pollution sont présentés sur la figure 6.8. Dès les premiers échantillonnages, les quantités de germes décelés sont importantes. Le nombre de ger-

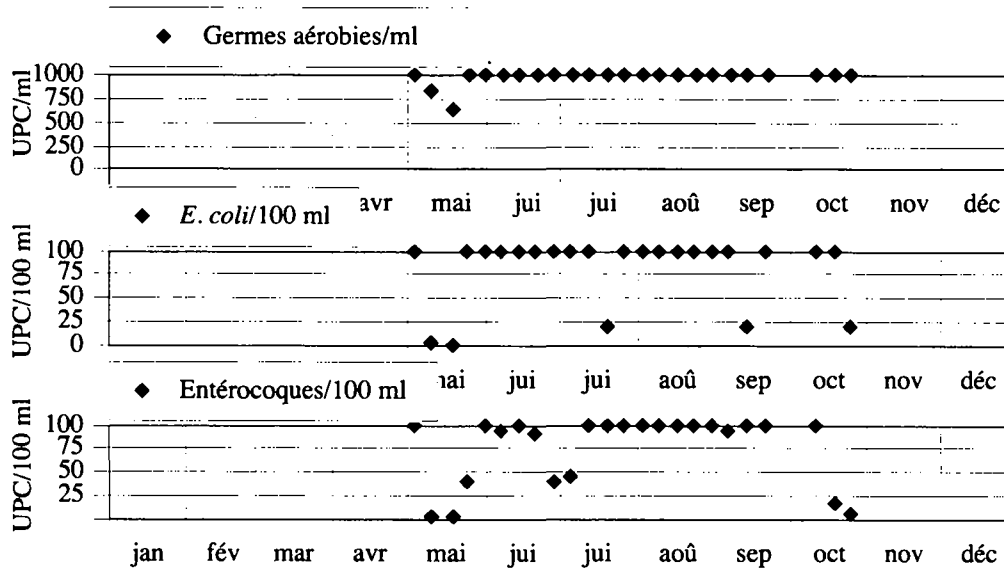


Figure 6.8: Résultats des analyses des indicateurs de pollution dans le ruisseau du Clos Ister.

mes aérobies est variable avant la présence du bétail, puis augmente jusqu'aux valeurs considérées comme limite de comptage et y persiste durant toute la saison, même quand le bétail est absent durant près de deux mois. Les quantités de *E. coli* et d'entérocoques sont moins régulières et diminuent parfois lors d'épisodes isolés à la fin juin et la mi-juillet (quand le bétail est absent), ainsi qu'en septembre. Après le départ du bétail, au mois d'octobre, les teneurs en *E. coli* et entérocoques diminuent assez rapidement.

Des statistiques simples effectuées sur les 24 échantillons prélevés montrent, avec une médiane égale à la limite supérieure de comptage, que les trois indicateurs testés sont présents dans ces eaux en quantités importantes (voir tableau 6.4).

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobies [UPC/ml]	1000	1000	1000	24
<i>E. coli</i> [UPC/100 ml]	100	100	100	24
Entérocoques [UPC/100 ml]	100	43	100	24

Tableau 6.4: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans le ruisseau du Clos Ister (SEVL).

6.2.2.1.1. CORRÉLATIONS

Les trois indicateurs utilisés sont corrélés (Spearman) les uns aux autres de manière significative au seuil 0.05. Malgré leur présence en grande quantité durant une grande partie de l'année, la présence de ces germes est également corrélée de manière significative avec différents facteurs explicatifs et représentatifs décrits ci-après.

La présence des germes aérobies est prépondérante lorsque les températures moyennes et minimales sont plutôt élevées (pour des périodes généralement longues, entre 1 et 2 mois, mais parfois également la veille de l'échantillonnage). Elle est également corrélée avec la présence du bétail dans le bassin d'alimentation quand on considère des périodes de l'ordre de 1 à 2 mois. Elles sont généralement présentes quand les conductivités mesurées sont élevées.

Les quantités de *E. coli* semblent plus importantes quand les températures de l'air la veille et sur une période allant jusqu'à 3 jours avant l'échantillonnage sont élevées. Elles sont également corrélées avec la présence du bétail sur les pâturages Vuagère et Le Ban Haut pour une période de 10 jours avant l'échantillonnage. On les isole plus fréquemment avec des teneurs en chlorures plus importantes et des teneurs en nitrates plus faibles.

Les températures semblent être un paramètre explicatif important de la présence des entérocoques dans l'eau du ruisseau. En effet, leur présence est corrélée avec les températures moyennes et minimales pour des périodes allant de 3 à 70 jours avant l'échantillonnage. Leur présence est également corrélée avec l'absence de neige sur le bassin d'alimentation durant les 20 jours précédant l'échantillonnage. Les quantités les plus importantes sont isolées dans des eaux à conductivité relativement élevée.

6.2.2.2. LES GERMES PATHOGÈNES

Les germes pathogènes isolés lors des différentes campagnes d'échantillonnage sont les suivants (voir figure 6.9):

- *C. coli*
- *C. jejuni*
- *L. monocytogenes* (1/2a et 4b)

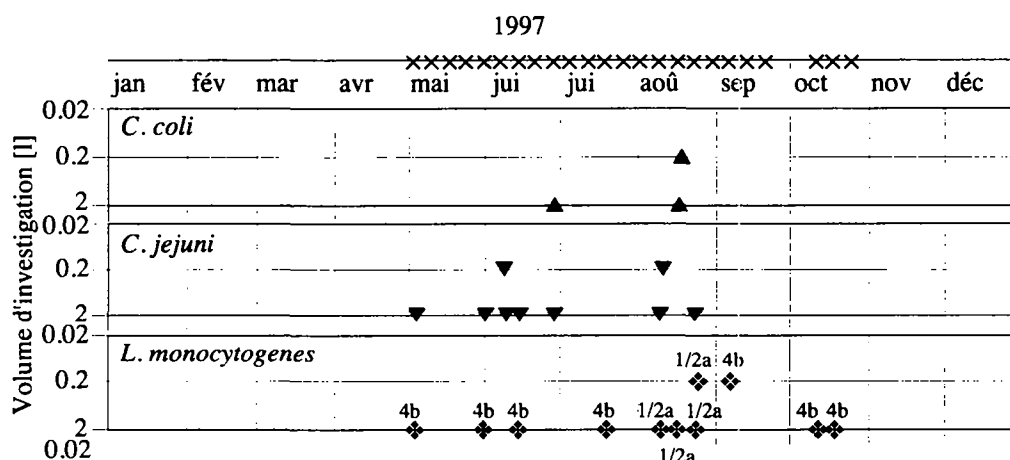


Figure 6.9: Résultat de la recherche de germes pathogènes dans le ruisseau du Clos Ister (IMUL). La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

12 sur 24 des échantillons prélevés ont permis l'isolation de germes pathogènes (p compris entre 31 et 69% pour le seuil 0.95). Les premiers germes de la saison ont été mis en évidence début mai, avant que le bétail n'ait séjourné sur l'alpage. Du point de vue quantitatif, les plus grandes concentrations ont été observées durant deux périodes, au début du mois de juin (avec bétail) et durant le mois d'août (avant bétail). Des isolations ont été possibles durant presque toute la période d'échantillonnage.

L. monocytogenes a été isolée dans un tiers des échantillons (8/24), parfois même avant la présence du bétail. Une sensible ségrégation entre les deux sérovars 1/2a et 4b peut être mise en

évidence. Les types 1/2a ont été trouvés en août uniquement (les plus hautes températures observées), alors que les types 4b ont été isolés tout au cours de la saison. Ces résultats montrent la relative bonne persistance de *L. monocytogenes* dans l'environnement (MacGowan et al., 1994; van Renterghem et al., 1991; Watkins et Sleath, 1981; Weis et Seeliger, 1975), qui semble meilleure pour le type 4b que pour le type 1/2a.

Les campylobacters ont été isolés dès le début mai, avant la présence du bétail et jusqu'à la fin août. La majeure partie de ceux-ci étaient *C. jejuni*, ce qui confirme la prépondérance de sa présence dans l'environnement par rapport à *C. coli* (Korhonen et Martikainen, 1991a).

6.2.2.2.1. CORRÉLATIONS

Les différents facteurs corrélés de manière significative (Spearman) avec la présence des germes pathogènes (12 échantillons sur 24) au seuil 0.05 sont présentés dans le tableau 6.5 (voir

Facteurs hydroclimatologiques		Intrant pollutif		Indicateurs		Paramètres physico-chimiques	
+	Pluies (1 jour)		n.s.		n.s.		n.s.
+	Tmoy (3, 5 j.)						
+	Tmin (1 j.)						

Tableau 6.5: Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans le ruisseau du Clos Ister.

les résultats complets en annexe 4). Leur présence est corrélée avec les pluies la veille de l'échantillonnage, les températures minimales la veille et les températures moyennes sur des périodes de 3 et 5 jours avant l'échantillonnage. En acceptant un seuil de 0.06 pour les facteurs agronomiques, on peut également admettre une corrélation significative avec la présence du bétail sur les alpages Vuagère et Le Ban Haut sur les trois jours précédant l'échantillonnage (voir Annexe). Aucun critère physico-chimique et bactériologique ne semble être lié à la présence des germes pathogènes dans l'eau du ruisseau.

L'ajustement d'un modèle GLM de manière tout à fait indépendante a permis de mettre en évidence plusieurs facteurs explicatifs (ajustement progressif), dont la présence du bétail sur le pâturage Vuagère les cinq jours précédant l'échantillonnage*** et la température minimale la veille***.

6.2.3. DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES

Les paramètres physico-chimiques mesurés et analysés dans l'eau du ruisseau sont très variables (voir tableau 6.6), en raison de l'influence importante du facteur de dilution dû aux pluies.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Température eau [°C]	10.2	7.5	11.7	25
Conductivité [μ S/cm]	289	275	299	25
Calcium [mg/l Ca]	63.0	60.2	66.0	24
Chlorures [mg/l Cl]	0.4	0.3	0.4	22
Nitrates [mg/l NO ₃]	1.5	0.7	2.1	22
Sulfates [mg/l SO ₄]	2.5	2.2	2.9	22

Tableau 6.6: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans le ruisseau du Clos Ister.

6. Les polluants dans les eaux de surface

Cet effet est notamment mis en évidence par les mesures de conductivité dont l'évolution, représentée sur la figure 6.10, correspond à l'image inverse de celle des hauteurs d'eau mesurées

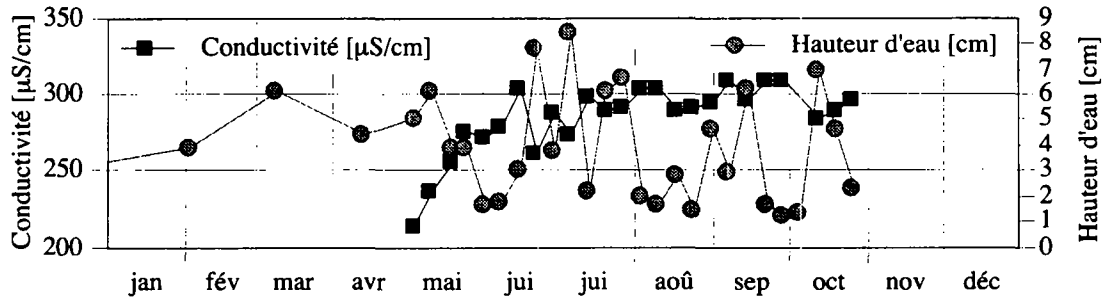


Figure 6.10: Conductivité et hauteur d'eau dans le ruisseau du Clos Ister

à la source. Les températures mesurées dans l'eau du ruisseau suivent approximativement la même tendance que celles de l'air, mesurées à Château d'Oex (ISM) (figure 6.11), ce qui met

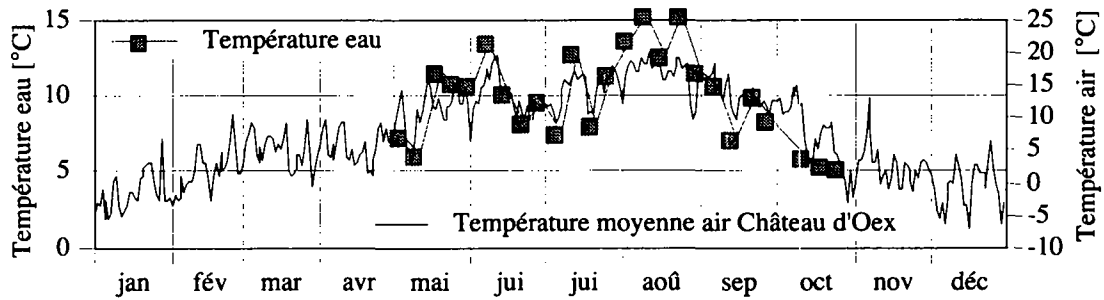


Figure 6.11: Température de l'eau du ruisseau du Clos Ister et température de l'air mesurée à Château d'Oex (ISM).

en relief leur étroite connexion. Les maxima sont observés en août, avec des températures de plus de 15 $^{\circ}\text{C}$.

Les teneurs en sulfates et chlorures dans l'eau du ruisseau varient beaucoup moins que celles des nitrates (figure 6.12). En effet, ces dernières fluctuent entre 0.1 et 5.1 mg/l, avec une média-

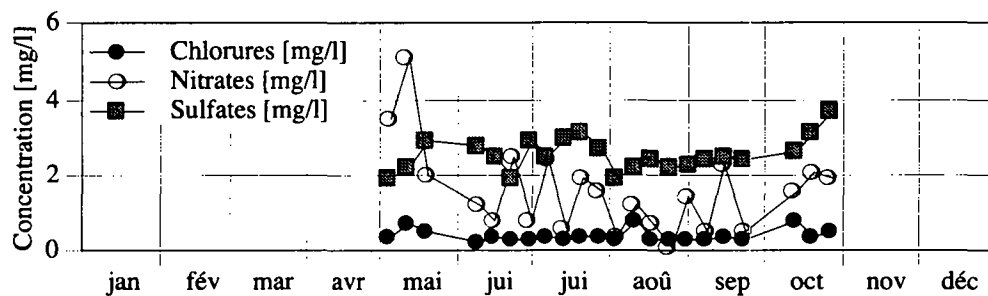


Figure 6.12: Chlorures, nitrates et sulfates dans le ruisseau du Clos Ister

ne de 1.5 mg/l, largement en-dessous de l'objectif de qualité pour les eaux de boisson (MSDA) (OFSP, 1989)). Curieusement, elles sont positivement et significativement corrélées avec la hauteur d'eau dans la source au seuil 0.0004 (figure 6.13), alors qu'on pourrait imaginer qu'une

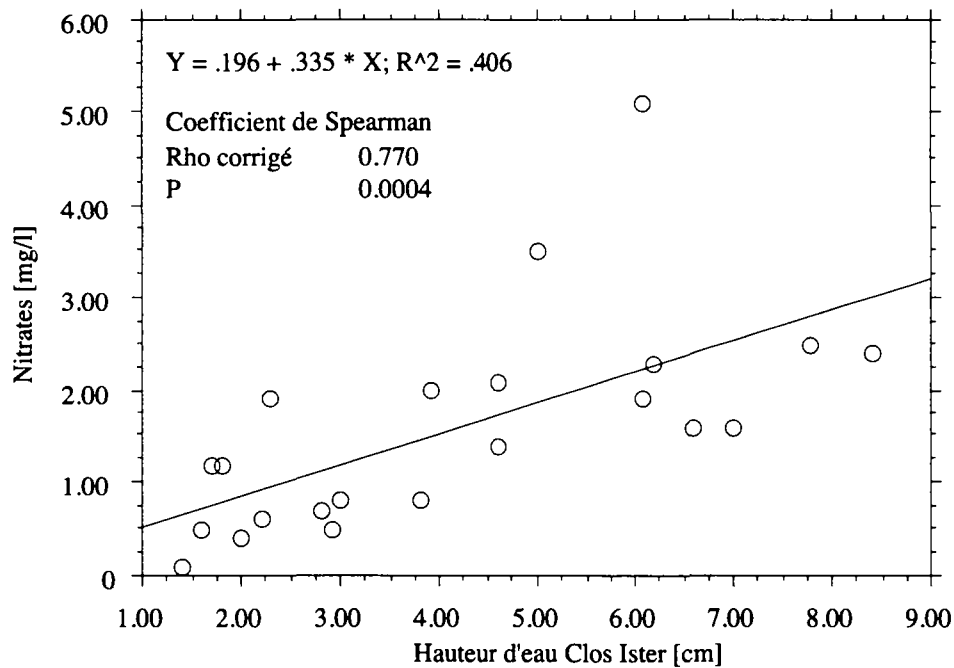


Figure 6.13: Corrélation entre les teneurs en nitrates du ruisseau et la hauteur d'eau dans la source du Clos Ister

hausse du niveau entraînerait une dilution des substances contenues dans l'eau du ruisseau. Cela confirme l'importance de l'entraînement des nitrates sous forme soluble par les eaux en surface. L'absence du phénomène de dilution pourrait être expliquée par une réserve importante de nitrates dans le sol, lixiviée par des circulations hypodermiques.

6.2.4. SYNTHÈSE

Une eau de surface comme celle du ruisseau du Clos Ister est sensible à l'utilisation du sol de son bassin d'alimentation. Le pacage du bétail pratiqué de manière extensive ne porte pas atteinte à la qualité physico-chimique de l'eau. Cependant, les atteintes bactériologiques y sont importantes et une lacune dans le pouvoir épurateur du sol et/ou du sous-sol va conduire à une contamination de l'eau de la source du Clos Ister en raison des circulations rapides.

Les indicateurs de pollution sont présents en grand nombre tout au long de la saison, si bien que la limite analytique lors du comptage est atteinte fréquemment. Il est donc impossible de mettre en évidence une quelconque relation statistique entre la présence des germes pathogènes et celle des indicateurs. Les isolations de germes pathogènes étaient toujours accompagnées d'isolations d'indicateurs.

La présence des bactéries pathogènes est étroitement liée aux pluies considérées la veille de l'échantillonnage (Spearman). Cela montre d'une part l'importance de celles-ci en tant que vecteur de contamination et d'autre part la rapidité de la réponse bactériologique dans les eaux de surface. Elle est également corrélée avec les températures minimales la veille du prélèvement

et les températures moyennes sur des périodes de 3 et 5 jours avant l'échantillonnage. L'ajustement GLM a également permis de mettre en évidence l'importance de la présence de bétail immédiatement à l'amont du point de prélèvement les 5 jours précédents. Après l'ajustement de ce facteur, les températures minimales sont également significatives

La présence des germes pathogènes au printemps avant la présence de bétail et en été après que celui-ci soit parti depuis presque deux mois pose la question de leur survie dans l'environnement dans les excréments du bétail, éventuellement sur la végétation et dans la partie superficielle des sols. *L. monocytogenes* peut se reproduire dans certains types de milieux environnementaux et y survivre durant de très longues périodes (Weis et Seeliger, 1975; Welshimer et Donker-Voet, 1971). Son isolation avant l'arrivée du bétail peut donc s'expliquer aisément. Pour *Campylobacter*, qui ne peut se reproduire dans l'environnement, on ne peut qu'invoquer une survie possible durant l'hiver ou un apport par d'autres animaux au printemps pour expliquer sa présence.

6.3. RIVIÈRE LA TORNERESSE

Le bassin d'alimentation de La Torneresse à l'amont du point de prélèvement est de taille relativement importante et couvre une dizaine de km². Le bétail y est présent durant toute la saison d'alpage, soit de mai à octobre. Une présentation plus complète de ce site se trouve dans le chapitre "Pays d'Enhaut", page 20.

Les échantillons ont été prélevés à un rythme mensuel à l'ancien emplacement de la passerelle sous les Vuites (emportée durant l'hiver 1996-1997), environ 250 m à l'amont du petit lac Sous Charrière.

6.3.1. FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE

La rivière La Torneresse recueille les eaux d'un bassin d'alimentation relativement grand par rapport à celui du ruisseau du Clos Ister. Son régime est de type nivo-pluvial, et sensiblement similaire à celui de la Grande Eau qui prend également naissance dans le Pays d'Enhaut (mesures de débit par SHGN) (voir figure 6.14). La principale recharge y a lieu au printemps à la fonte

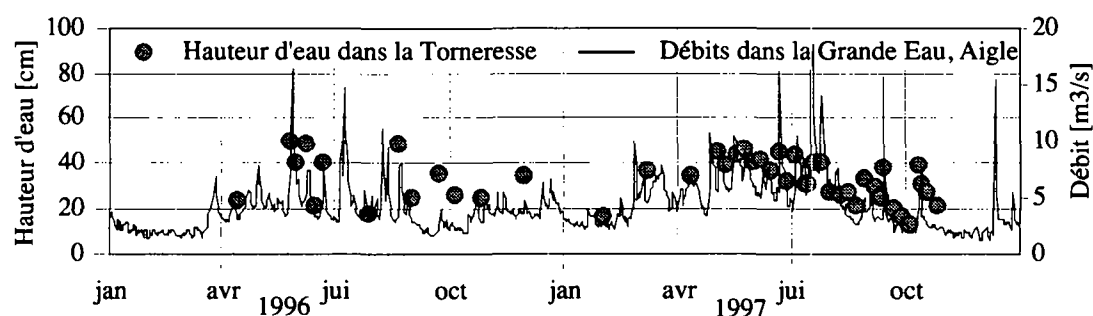


Figure 6.14: Hauteurs d'eau dans la rivière La Torneresse et mesures de débit dans la Grande Eau à Aigle (SHGN)

des neiges et dès les mois de mai-juin, le niveau de base diminue. Les précipitations contribuent à augmenter la hauteur d'eau de manière temporaire. Le régime de ces rivières montre donc une saison relativement sèche en hiver en raison du stockage des précipitations sous forme de neige,

ainsi qu'à la fin de l'été. Le débit minimum mesuré dans la rivière La Torneresse est de 2500 l/min (6.10.97), alors que le maximum mesuré était de environ 20'000 l/min (15.10.97).

6.3.2. DONNÉES BACTÉRIOLOGIQUES

6.3.2.1. LES GERMES INDICATEURS DE POLLUTION

Les résultats des analyses des indicateurs bactériologiques de pollution effectuées sur l'eau de la rivière La Torneresse sont présentés sur la figure 6.15. Les statistiques descriptives concer-

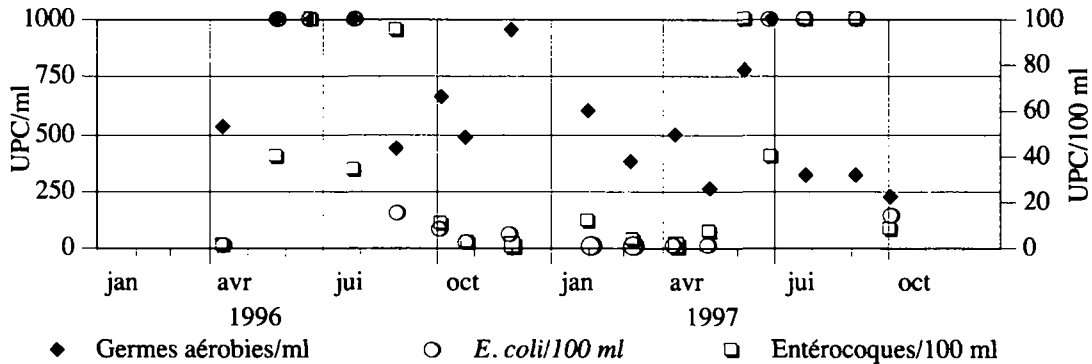


Figure 6.15: Indicateurs de pollution dans la rivière La Torneresse. Les quantités de germes aérobie comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'E. coli et des entérocoques correspondent à celle de droite.

nant ces valeurs sont présentées sur le tableau 6.7. Le graphe permet de remarquer la différence

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobie [UPC/ml]	535	378	960	17
E. coli [UPC/100 ml]	12	1	100	16
Entérocoques [UPC/100 ml]	12	4	96	17

Tableau 6.7: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la rivière La Torneresse (SEVL).

de comportement notable entre E. coli et entérocoques et les germes aérobie. En effet, les premiers atteignent strictement les valeurs maximales en présence du bétail sur l'alpage, et diminuent rapidement dès que le bétail s'en est allé. Les germes aérobie, par contre, montrent bien des maxima durant la saison d'alpage mais parfois également quand le bétail n'est pas présent (début décembre).

6.3.2.1.1. CORRÉLATIONS

E. coli et entérocoques sont corrélés de manière significative mais ne semblent pas avoir de lien avec les germes aérobie.

La présence des germes aérobie n'est corrélée avec aucun des facteurs explicatifs et représen-

6. Les polluants dans les eaux de surface

tatifs testés au seuil 0.05. Cependant, en acceptant un seuil de probabilité plus large, leur présence est corrélée avec les pluies la veille de l'échantillonnage ($p=0.0568$).

E. coli et entérocoques sont sensibles aux mêmes facteurs à une exception près: *E. coli* est influencé par l'importance des pluies tombées entre 3 et 10 jours avant l'échantillonnage, contrairement aux entérocoques. Leur présence est également fonction des températures moyennes et minimales le jour de l'échantillonnage et jusqu'à 70 jours avant. La présence de neige sur une période de 20 jours avant l'échantillonnage semble, au contraire, avoir un effet inhibiteur. En leur présence, l'eau est plutôt chaude, avec des teneurs relativement basses en nitrates et sulfates.

6.3.2.2. LES GERMES PATHOGÈNES

Les germes pathogènes isolés lors des différentes campagnes d'échantillonnage sont les suivants (voir figure 6.9):

- *C. coli*
- *C. jejuni*
- *L. ivanovii*
- *Y. enterocolitica*
- *Y. frederiksenii*

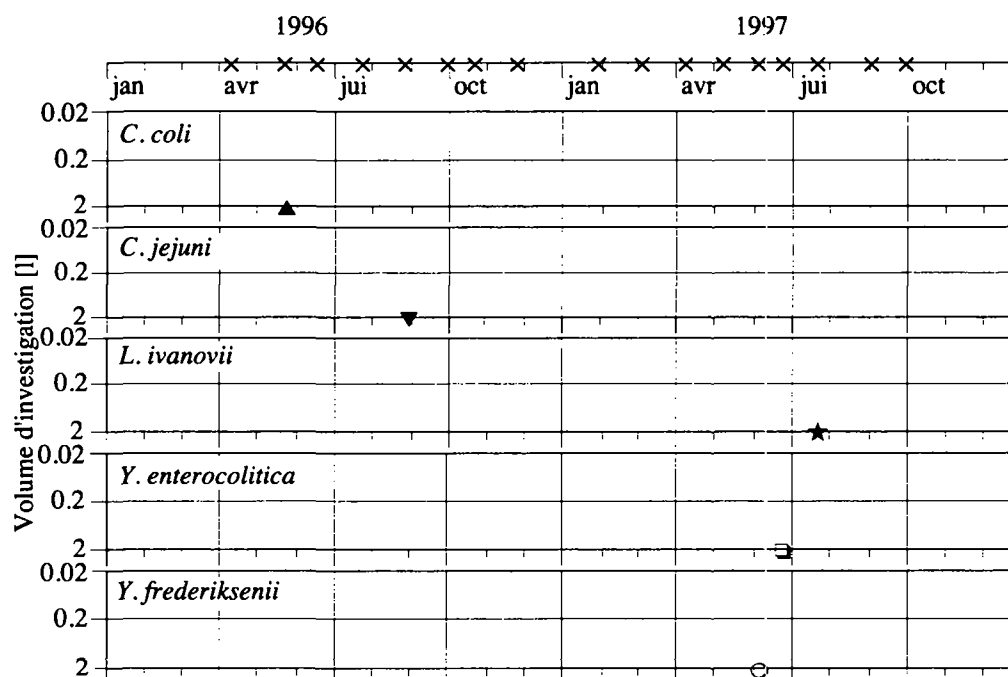


Figure 6.16: Résultat de la recherche de germes pathogènes dans la rivière La Torneresse (IMUL). La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

Seuls 5 échantillons sur 17 (p compris entre 11 et 56% pour un seuil de confiance de 0.95) ont permis la mise en évidence de germes pathogènes et aucun germe n'a été trouvé dans les volumes de 20 et 200 ml. On peut cependant souligner la présence de *Yersinia*, relativement rare

pour l'ensemble des sites étudiés.

Contrairement aux résultats obtenus pour le bassin d'alimentation du ruisseau du Clos Ister, les taux d'isolation de *Campylobacter* sont faibles et la présence de *Listeria* n'a pu être mise en évidence. Cela implique une grande différence entre ces deux sites, malgré leur proximité géographique. Elle peut être due à :

- une inactivation de ces germes en raison du plus long chemin parcouru (de l'excément à la rivière);
- une plus grande dilution qui met en relief une hétérogénéité non négligeable lors de la dissémination des germes dans le bassin d'alimentation (même proportion de pâturages).

6.3.2.2.1. CORRÉLATIONS

La présence des germes pathogènes (5/17) est corrélée (Spearman) de manière significative avec plusieurs facteurs explicatifs et représentatifs. Les résultats significatifs au seuil 0.05 sont présentés sur le tableau 6.8 (voir les résultats complets en annexe 4). Les facteurs agronomi-

Facteurs hydroclimatologiques		Indicateurs		Paramètres physico-chimiques	
+	Tmoy (1 et 3 jours)	+	<i>E. coli</i>	+	Température eau
+	Tmin (0, 1 et 3 jours)	+	Entérocoques	-	Conductivité
				-	Sulfates

Tableau 6.8: Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la rivière La Torneresse

ques, pas assez spécifiques à l'échelle du bassin d'alimentation de La Torneresse (bétail présent entre mai et octobre), n'ont pas été étudiés. Les températures moyennes et minimales considérées sur des périodes relativement courtes avant l'échantillonnage (jusqu'à 3 jours) pourraient expliquer une partie de la réponse en germes pathogènes. Ceux-ci sont isolés dans de l'eau de température plutôt élevée, avec une conductivité et des teneurs en sulfates relativement basses (fonte des neiges).

Le modèle GLM ajusté à l'aide des données collectées pour La Torneresse inclut la température minimale le jour de l'échantillonnage***.

6.3.3. DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES

Les statistiques simples décrivant la variabilité des différents facteurs physico-chimiques mesurés dans la rivière La Torneresse lors des échantillonnages sont présentées dans le tableau 6.9. Les conductivités, représentées sur une série temporelle dans la figure 6.17 montrent une correspondance inverse relativement étroite avec les hauteurs d'eau. Tous deux évoluent en un cycle saisonnier induit principalement par la fonte des neiges avec un maximum entre mai et juin. Les précipitations, par contre, induisent des fluctuations des hauteurs d'eau mais n'influencent comparativement que peu la conductivité. En comparaison, les variations de conductivité lors d'événements pluviaux sont beaucoup plus importantes dans le ruisseau du Clos Ister par rapport à l'effet saisonnier. Les anions (chlorures, nitrates, sulfates) mesurés dans l'eau de La Torneresse montrent une tendance similaire à celle de la conductivité (voir figure 6.18).

Les mesures de température, présentées en figure 6.19, correspondent, dans l'allure générale,

6. Les polluants dans les eaux de surface

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Hauteur d'eau [cm]	33.0	25.6	40.2	45
Température eau [°C]	5.9	5.0	7.7	42
Conductivité [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	273	248	288	42
Calcium [mg/l Ca]	58.2	55.3	63.2	17
Chlorures [mg/l Cl]	0.6	0.3	0.7	17
Nitrates [mg/l NO ₃]	1.3	1.0	1.5	17
Sulfates [mg/l SO ₄]	4.3	3.8	4.8	17

Tableau 6.9: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la rivière La Torneresse

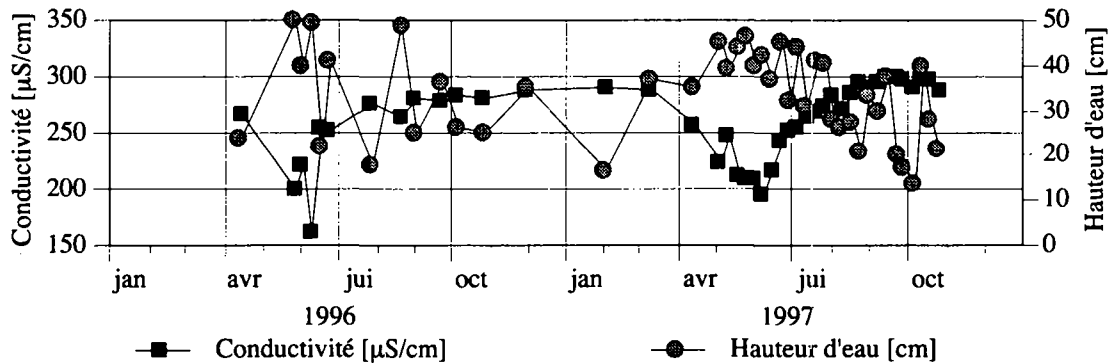


Figure 6.17: Conductivité et hauteur d'eau dans la rivière La Torneresse

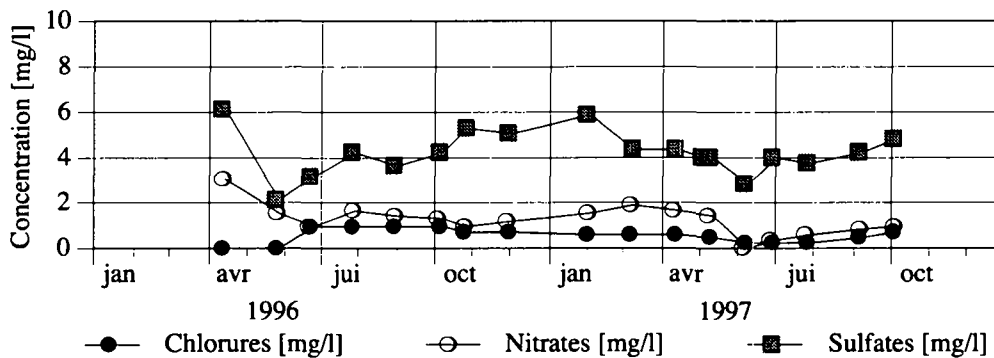


Figure 6.18: Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau de La Torneresse

aux températures de l'air mesurées à Château d'Oex (ISM). Le cycle de la température de l'eau présente cependant deux maxima, au printemps lors de la fonte des neiges et en été (juillet-août). Le maximum printanier mesuré en 1996 semble plus élevé (plus de 12°C) que l'estival (9°C). Ce comportement "bimodal", avec deux périodes à température élevée, est dû aux conditions climatiques particulières des années 1996 et 1997 puisqu'il a été également observé dans d'autres rivières étudiées par le Service hydrogéologique et géologique national. Il est vraisemblablement dû aux chutes de température mesurées entre la fin juin et le début juillet. La température minimale mesurée dans l'eau est de 0°C (début février 1997). Une fois mise en bouteille, des cristaux de glace s'y sont formés.

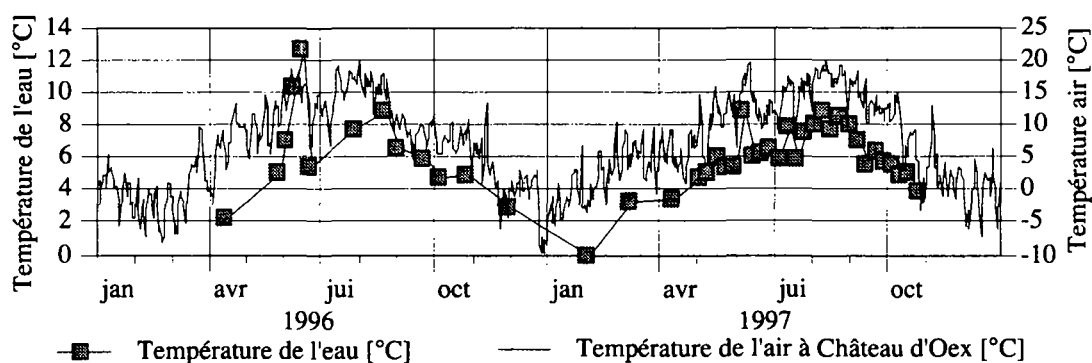


Figure 6.19: Température de l'eau de La Torneresse et de l'air à Château d'Oex (ISM)

6.3.4. SYNTHÈSE

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de la rivière La Torneresse suivent un cycle saisonnier bien défini, déterminé principalement par la fonte de neiges au printemps. Les débits sont relativement importants (maximum de 20'000 l/min, mesuré le 15.10.97) par rapport aux autres rivières étudiées. Ce paramètre pourrait expliquer les faibles variations observées des différents paramètres chimiques lors des événements pluviaux, et les plus faibles quantités moyennes de germes isolés par rapport au ruisseau du Clos Ister.

E. coli et entérocoques, qui sont corrélés de manière significative, montrent un comportement légèrement différent des germes aérobies. En effet, si les deux premiers semblent étroitement liés à la présence du bétail sur les alpages, les germes aérobies augmentent déjà avant la période d'estivage et diminuent plus tard. La présence des germes aérobies pourrait être corrélée avec les pluies la veille de l'échantillonnage, alors que *E. coli* et entérocoques sont étroitement liés aux températures moyennes et minimales (*E. coli* est également influencé par les pluies tombées entre 3 et 10 jours avant l'échantillonnage). La présence de neige sur une période de 20 jours avant l'échantillonnage semble, au contraire, avoir un effet inhibiteur. En leur présence, l'eau est plutôt chaude, avec des teneurs relativement basses en nitrates et sulfates.

Les germes pathogènes sont corrélés de manière significative avec les températures moyennes et minimales mesurées les jours précédant l'échantillonnage. Ils sont isolés dans de l'eau dont la température est plutôt élevée, avec une conductivité et des teneurs en sulfates relativement basses. La diminution de ces deux paramètres semble étroitement liée avec l'épisode de fonte des neiges printanière. Le modèle GLM a été ajusté à l'aide de la température minimale sur une période réduite avant l'échantillonnage.

Les faibles taux d'isolation de *Campylobacter* et l'absence de *Listeria* dans ses eaux mettent en relief une différence essentielle entre La Torneresse et le ruisseau du Clos Ister. Les raisons probables sont une dilution relativement plus importante ainsi qu'un parcours sensiblement plus long pour les eaux de La Torneresse. L'observation d'un effet de dilution à l'échelle du bassin d'alimentation implique une dissémination hétérogène des germes.

6.4. RIVIÈRE L'EAU FROIDE

L'Eau Froide, qui porte bien son nom, rassemble les eaux du vallon de L'Audalle et de la zone

située entre les Rochers de la Combe et les Rayes de Toumalay. Le bassin d'alimentation occupe une superficie d'environ 4 km² à l'amont du point de prélèvement. Le bétail y est présent de fin mai à début septembre (voir chapitre "Pays d'Enhaut", page 20). Les échantillons ont été prélevés à un rythme mensuel à la hauteur du pont, environ 250 m au sud du chalet des Maulatreys.

6.4.1. FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE

La rivière L'Eau Froide recueille non seulement les eaux de surface de son bassin d'alimentation mais également celles de la source du Confluent en été, ainsi que le trop-plein de celle-ci en hiver. Elle est détournée durant la saison estivale en raison des contaminations microbiologiques observées en présence du bétail. L'Eau Froide poursuit ensuite son chemin vers le Nord et se jette ensuite dans La Torneresse à la hauteur de L'Etivaz.

Les mesures de hauteur d'eau ont posé un problème dans cette rivière en raison du manque de repères fixes accessibles et utilisables toute l'année (fluctuations importantes du niveau d'eau, écoulement turbulent, couverture de glace, grande quantité de neige en hiver). Un certain nombre de mesures n'ont donc pas pu être effectuées, notamment un hiver. Les mesures de 1997 semblent montrer un régime nivo-pluvial et un comportement relativement similaire à celui de la Grande Eau à Aigle (voir figure 6.14). Celle-ci prend également naissance dans le Pays d'En-

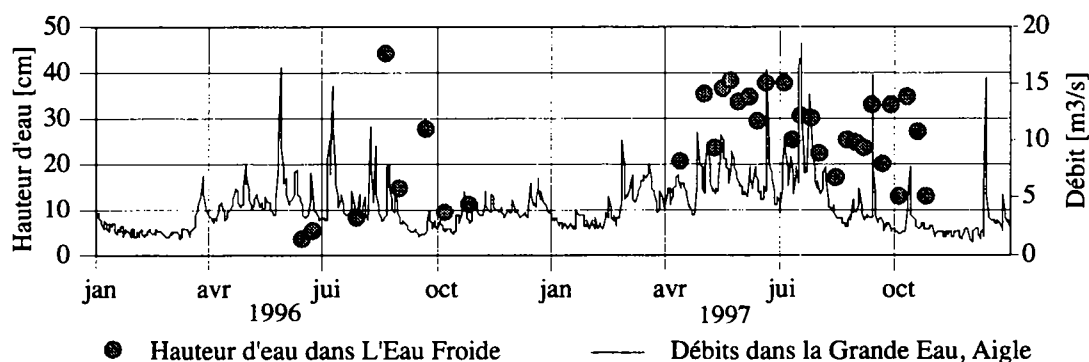


Figure 6.20: Hauteur d'eau dans la rivière L'Eau Froide et mesures de débit de la Grande Eau à Aigle (SHGN)

haut mais poursuit sa course vers le Sud pour rejoindre la vallée du Rhône (mesures de débit par SHGN). La principale recharge a lieu au printemps à la fonte des neiges et dès les mois de mai-juin, le niveau de base diminue. Les précipitations contribuent à augmenter la hauteur d'eau de manière temporaire. Les plus faibles hauteurs d'eau ont été mesurées à la fin de l'été et il n'est pas rare de voir le ruisseau à sec à l'amont du déversoir de la source du Confluent, qui contribue à elle-seule à l'alimentation de la rivière.

6.4.2. DONNÉES BACTÉRIOLOGIQUES

6.4.2.1. LES GERMES INDICATEURS DE POLLUTION

Les résultats des analyses des indicateurs bactériologiques de contamination effectuées sur l'eau de la rivière L'Eau Froide et les statistiques descriptives les concernant sont présentés dans la figure 6.15, respectivement le tableau 6.10.

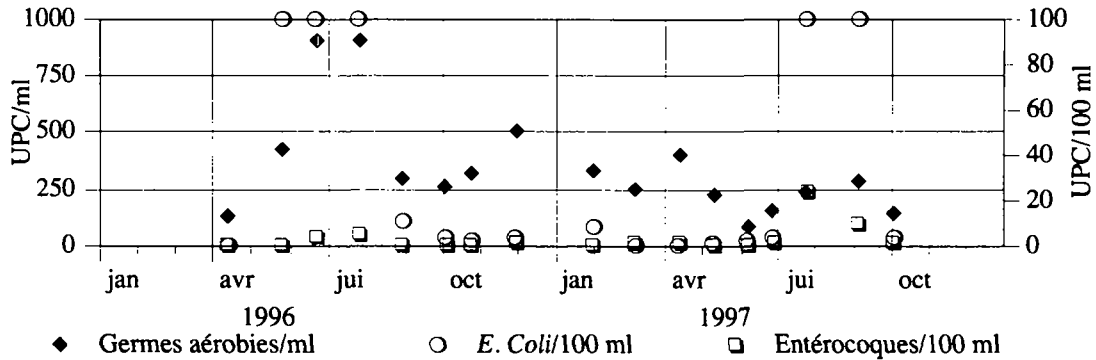


Figure 6.21: Indicateurs de pollution dans la rivière L'Eau Froide. Les quantités de germes aérobies comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'*E. coli* et des entérocoques correspondent à celle de droite.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobies [UPC/ml]	285	220	405	17
<i>E. coli</i> [UPC/100 ml]	4	2	100	17
Entérocoques [UPC/100 ml]	1	0	1	17

Tableau 6.10: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la rivière L'Eau Froide

Les indicateurs de pollution sont présents en concentrations beaucoup plus faibles que dans La Torneresse et le ruisseau du Clos Ister. Les plus grandes différences sont observées pour les comptages de germes aérobies et des entérocoques. *E. coli* et les entérocoques sont mis en évidence principalement entre mai et septembre, soit en présence du bétail et lorsque les températures sont les plus chaudes. Les germes aérobies, par contre, semblent avoir un comportement différent avec une croissance estivale mais également au printemps à la fonte des neiges et durant les crues d'automne. Les années 1996 et 1997 semblent impliquer un comportement très différent pour les germes aérobies. En effet, les quantités observées durant l'été 1997 sont beaucoup moins importantes que celles de 1996 et semblent légèrement différées. Ce phénomène pourrait être dû à des conditions climatiques légèrement différentes lors des échantillonnages pour les deux années. En effet, les hauteurs d'eau mesurées lors des échantillonnages en 1996 sont globalement plus faibles que celles mesurées en 1997.

6.4.2.1.1. CORRÉLATIONS

La présence des germes aérobies n'est corrélée de manière significative qu'avec la pluie le jour de l'échantillonnage, mais généralement quand la hauteur d'eau dans la rivière est basse.

La présence de *E. coli* est corrélée avec les températures moyennes et minimales de l'air pour des périodes allant de 0 à 70 jours avant l'échantillonnage. Elle est également étroitement liée à la présence du bétail jusqu'à environ deux mois avant l'échantillonnage pour différents bassins d'alimentation efficaces (principalement Les Maulatreys et Toumalay, ainsi que divers assemblages). Elles sont mises en évidence dans des eaux relativement chaudes contenant de faibles teneurs en nitrates (durant la période estivale dès la fonte des neiges).

La présence des entérocoques est sensiblement moins liée à la température (corrélation signifi-

cative pour des périodes situées entre 5 et 30 jours pour Tmoy et 15 et 50 jours pour Tmin) que celle de *E. coli*. Leur présence est également corrélée avec celle du bétail sur différents assemblages de pâturages du bassin d'alimentation. On isole les entérocoques dans ce site dans des eaux relativement chaudes avec de faibles teneurs en nitrates.

6.4.2.2. LES GERMES PATHOGÈNES

6.4.2.2.1. RÉSULTATS GÉNÉRAUX

Les germes pathogènes isolés lors des différentes campagnes d'échantillonnage sont les suivants (voir figure 6.9):

- *C. jejuni*
- *L. ivanovii*
- *Y. enterocolitica*

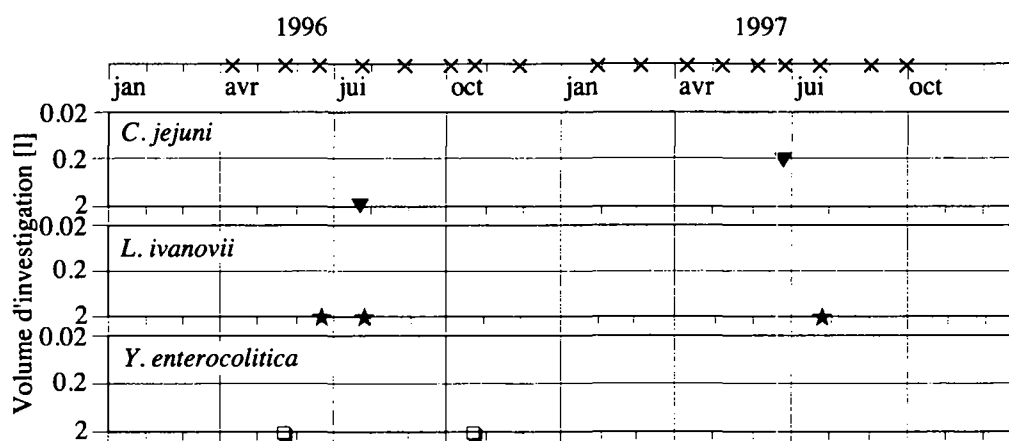


Figure 6.22: Résultat de la recherche de germes pathogènes dans la rivière L'Eau Froide (IMUL). La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

Ils ont été isolés de 6 échantillons sur les 17 prélevés (probabilité comprise entre 15 et 61% pour un seuil de 0.95) entre mai et octobre, en présence du bétail ou peu de temps après son départ.

L'éventail de germes isolés, comprenant *L. ivanovii* et *Y. enterocolitica*, ressemble plus à celui de La Torneresse qu'à celui du ruisseau du Clos Ister. Peu de campylobacters ont été mis en évidence dans ces eaux et *L. monocytogenes* n'a pu y être isolé. Les explications données dans le cas de la source du Clos Ister peuvent également être invoquées dans le cas de L'Eau Froide (faible taux d'isolation en raison du chemin parcouru, importance du facteur dilution). Cependant, le facteur dilution joue un rôle prépondérant dans la rivière L'Eau Froide car la source Confluent contribue à tout (épisodes à la fin de l'été) ou partie de la recharge (durant la saison d'alpage) avec des eaux souterraines partiellement épurées.

6.4.2.2.2. CORRÉLATIONS

Les résultats des corrélations (Spearman) significatives entre la présence des germes pathogènes (6/17) et différents facteurs au seuil 0.05 sont présentés dans le tableau 6.11 (voir les résul-

Facteurs hydroclimatologiques		Facteurs agronomiques		Indicateurs		Paramètres physico-chimiques	
+	Tmoy (0 et 5 jours)		n.s.	+	<i>E. coli</i>	-	Conductivité
+	Tmin (3, 5, 15 et 20 jours)			-	Dureté totale		
						-	Alcalinité
						-	Calcium
						-	Nitrates

Tableau 6.11: Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la rivière L'Eau Froide

tats complets en annexe 4). On peut y voir notamment que leur présence est étroitement liée aux températures de l'air moyennes et minimales considérées sur différentes périodes avant l'échantillonnage. En acceptant un seuil de probabilité plus tolérant, on peut également admettre un lien entre la présence de pathogènes et celle du bétail sur le pâturage de L'Audalle ($p=0.076$). Les germes pathogènes présentent des fluctuations semblables à celles d'*E. coli* dans les eaux. On trouve principalement les pathogènes dans une eau dont les caractéristiques sont une conductivité, une dureté totale, une alcalinité ainsi que des teneurs en calcium et nitrates relativement faibles (printemps).

Le modèle GLM ajustant la réponse en germes pathogènes à la source tient compte de la température minimale journalière moyennée sur les 3 jours précédant l'échantillonnage**.

6.4.3. DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES

Des statistiques simples présentant la variabilité des différents paramètres physico-chimiques mesurés dans la rivière L'Eau Froide lors des échantillonnages sont présentées dans le tableau 6.12. La plupart de ces paramètres varient énormément au cours de la saison, principa-

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Hauteur d'eau [cm]	25.0	16.5	33.0	33
Température eau [°C]	5.0	4.6	5.3	42
Conductivité [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	227	193	247	42
Calcium [mg/l Ca]	50.0	42.1	55.1	17
Chlorures [mg/l Cl]	0.4	0.2	1.0	17
Nitrates [mg/l NO ₃]	1.5	0.9	1.8	17
Sulfates [mg/l SO ₄]	5.6	4.1	7.4	17

Tableau 6.12: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la rivière L'Eau Froide

lement en raison des dilutions importantes observées à la fonte des neiges. Les variations des conductivités représentent extrêmement bien ce phénomène (figure 6.17). Les conductivités maximales ont été mesurées durant la saison froide, entre novembre et mars, et les minimales entre mai et juin.

Le comportement hydrodynamique de L'Eau Froide est très similaire à celui de La Torneresse. Les hauteurs d'eau sont minimales en hiver et grâce à la recharge due à la fonte des neiges et le niveau de base atteint son maximum au mois de juin environ. Les hausses de niveau à partir de cette base sont imputables aux précipitations.

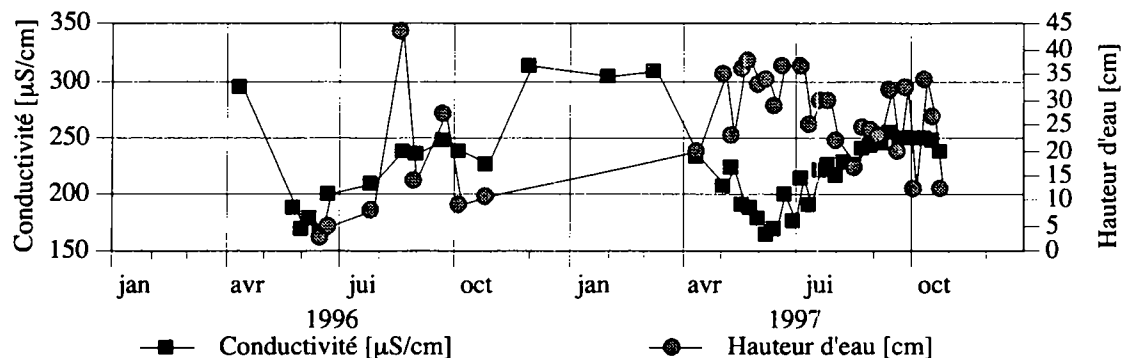


Figure 6.23: Conductivité et hauteur d'eau dans la rivière L'Eau Froide

Les résultats des analyses chimiques effectuées lors des échantillonnages montrent une évolution temporelle relativement similaire entre les conductivités et les chlorures, nitrates et sulfates (voir figure 6.18). Elle est caractérisée par des valeurs maximales entre novembre et mars et des valeurs minimales entre juin et juillet.

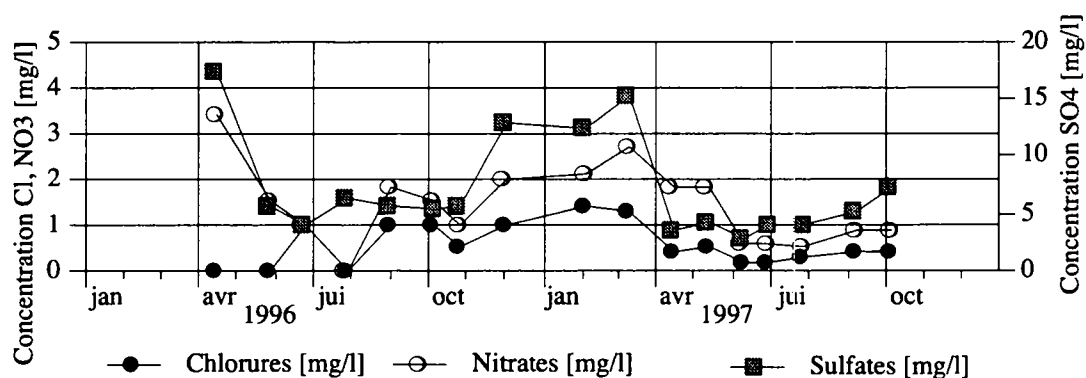


Figure 6.24: Chlorures, nitrates, sulfates dans rivière L'Eau Froide

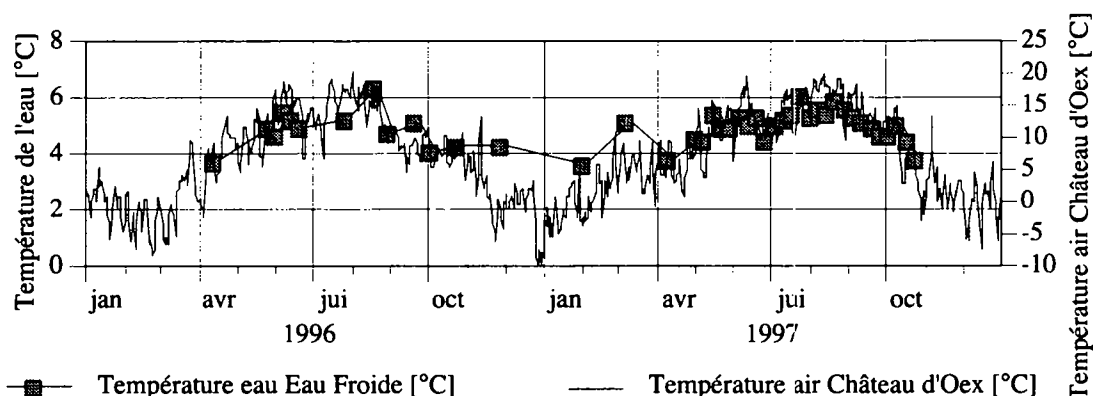


Figure 6.25: Température de l'eau de L'Eau Froide et de l'air à Château d'Oex (ISM)

Les températures de l'eau mesurées suivent la même tendance que celles de l'air mesurées à Château d'Oex (voir figure 6.19). Cependant, les fluctuations sont faibles avec des températures

minimales de plus de 3°C et des températures maximales dépassant à peine 6°C. Ces faibles fluctuations sont dues en grande partie aux apports d'eaux souterraines dans la rivière par la source du Confluent.

6.4.4. SYNTHÈSE

Les propriétés dynamiques et physico-chimiques de L'Eau Froide montrent l'importance de l'alimentation lors de la fonte des neiges, qui contribue à élever le niveau de base jusqu'à son maximum, durant les mois de mai-juin. Les précipitations provoquent des hausses temporaires des niveaux d'eau durant quelques jours seulement. A partir du niveau maximal, la baisse du niveau de base est régulière et atteint probablement les valeurs minimales aux mois de février-mars (mesures difficiles en hiver). La contribution de la source du Confluent durant la saison d'alpage et en hiver lors de crues est mise en évidence par des fluctuations faibles des températures.

Des contaminations par des organismes bactériens sont mises en évidence par la présence estivale de différents indicateurs de pollution montrant un comportement très différencié. En effet, *E. coli* est présent en grande quantité uniquement quand le bétail se trouve sur l'alpage, entre fin mai et septembre. Les entérocoques augmentent parfois légèrement durant ces périodes mais la variation est moins marquée que pour *E.coli*. Leur présence est corrélée significativement au seuil 0.05 avec les températures moyennes et minimales de l'air pour différentes périodes avant l'échantillonnage. Elle est également étroitement liée à la présence du bétail. Ces bactéries sont généralement mises en évidence dans des eaux relativement chaudes contenant de faibles teneurs en nitrates (durant la période estivale dès la fonte des neiges). La présence des germes aérobies est corrélée de manière significative avec la pluie le jour de l'échantillonnage. On les rencontre cependant plus fréquemment lorsque les hauteurs d'eau mesurées dans la rivière sont basses. Les pluies favorisent donc le transport de ces germes mais ceux-ci ne sont plus décelables quand la dilution est trop importante.

Les isolations de bactéries pathogènes ne sont pas très fréquentes (6/17) et l'éventail des germes trouvés ressemble à celui de La Torneresse, avec *L. ivanovii* et *Y. enterocolitica*. Peu de campylobacters ont été isolés et aucune *L. monocytogenes* n'a été mise en évidence. Les faibles taux d'isolation sont certainement liés aux fortes dilutions engendrées par les apports de l'eau souterraine du Confluent partiellement épurée. La présence des germes dans l'eau de la rivière est corrélée avec les températures minimales et moyennes ainsi qu'avec celle du bétail sur le pâturage L'Audalle le jour de l'échantillonnage et la veille. Les conductivités, la dureté totale, l'alcalinité ainsi que des teneurs en nitrates sont généralement faibles lors de l'isolation des pathogènes. D'importantes diminutions de ces paramètres sont généralement observées au printemps en raison de la dilution par les eaux de fonte des neiges. De légères augmentations sont ensuite visibles durant la période estivale mais les maxima sont observés en hiver, lorsque les infiltrations sont faibles en raison de la couverture neigeuse protectrice.

Le modèle GLM expliquant la réponse en germes pathogènes dans la rivière tient compte de la température minimale journalière moyennée (3 jours).

6.5. RUISSEAU PRÉ DE BIÈRE

Le ruisseau du Pré de Bière coule au fond de la combe orientée nord-est-sud-ouest, à environ 1 km au nord du Col du Marchairuz. Une description du bassin d'alimentation de la source du

Brassus est disponible dans le chapitre "Le Brassus", page 29. Les échantillons ont été prélevés à un rythme mensuel dans ce ruisseau.

6.5.1. FONCTIONNEMENT HYDRODYNAMIQUE

Ses eaux proviennent principalement de deux émergences karstiques situées à une centaine de mètres environ à l'amont. Il effectue quelques méandres à travers les pâturages du Pré de Bière pour se perdre dans une zone marécageuse où il s'infiltré. Un colorant injecté au Col du Marchairuz (Aubert et al., 1979) a été observé d'abord dans une des sources du Pré de Bière, puis dans la source du Brassus. On le soupçonne fortement de s'être réinfiltré dans la zone marécageuse située au fond de la combe.

Le régime du ruisseau est de type pluvio-nival, avec des crues lors de la fonte des neiges au printemps, un peu plus tardivement que dans la plaine de l'Orbe en raison de l'altitude (plus de 1300 m) (voir figure 6.14). Contrairement aux rivières du Pays d'Enhaut, les hauteurs d'eau du ruis-

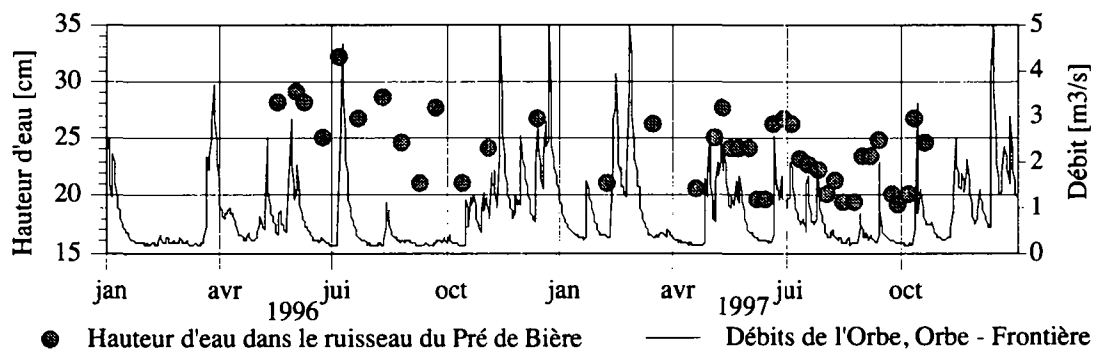


Figure 6.26: Hauteurs d'eau dans le ruisseau du Pré de Bière et mesures de débit dans l'Orbe (SHGN)

seau du Pré de Bière ont un niveau de base relativement stable tout au long de l'année. En effet, les stocks de neige sont relativement vite épuisés sur le chaînon jurassien et la neige ne persiste guère que jusqu'en mars, même dans les parties les plus hautes du bassin d'alimentation. D'autre part, les variations de débit sont beaucoup plus importantes, ce qui contribue à diminuer l'importance relative de la fonte des neiges. Le minimum mesuré est de 200 l/min (8.10.97) et le maximum de plus de 2000 l/min (14.10.97).

6.5.2. DONNÉES BACTÉRIOLOGIQUES

6.5.2.1. LES GERMES INDICATEURS DE POLLUTION

Les résultats des analyses des indicateurs bactériologiques de pollution effectuées sur l'eau du ruisseau du Pré de Bière et les statistiques descriptives correspondantes sont présentés dans la figure 6.15 et le tableau 6.13, respectivement.

Les teneurs maximales d'*E. coli* et des entérocoques ont été mises en évidence entre mai et octobre, soit durant la saison d'alpage. Les quantités de germes aérobies, montrent également des teneurs maximales durant la même période mais les augmentations sont déjà visibles dès mars et avril.

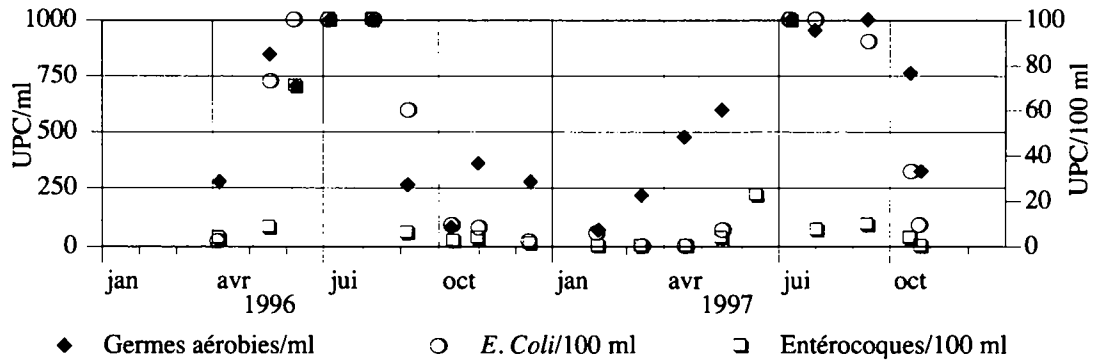


Figure 6.27: Indicateurs de pollution dans le ruisseau du Pré de Bière. Les quantités de germes aérobies comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'*E. coli* et des entérocoques correspondent à celle de droite.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobies [UPC/ml]	600	280	950	17
<i>E. coli</i> [UPC/100 ml]	33	5	100	17
Entérocoques [UPC/100 ml]	4	2	19	18

Tableau 6.13: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans le ruisseau du Pré de Bière

6.5.2.1.1. CORRÉLATIONS

Les trois indicateurs testés (germes aérobies, *E. coli* et entérocoques) sont corrélés entre eux de manière significative. Ils sont également corrélés avec les hauteurs de pluie et les températures moyennes et minimales considérées sur différentes périodes avant l'échantillonnage. Leur présence est corrélée négativement avec celle de la neige sur une période de 20 jours avant l'échantillonnage. On les met en évidence le plus souvent dans des eaux relativement chaudes, avec de faibles teneurs en nitrates.

6.5.2.2. LES GERMES PATHOGÈNES

6.5.2.2.1. RÉSULTATS GÉNÉRAUX

Les germes pathogènes ont été isolés dans 9 des 18 échantillons prélevés (p compris entre 29 et 71% pour un intervalle de confiance de 95%). Les espèces isolées sont les suivantes (voir figure 6.9):

- *C. jejuni*
- *C. coli*
- *Y. kristensenii*
- *Y. enterocolitica*
- *Y. pseudotuberculosis*

Les germes pathogènes ont pu être isolés tout au long de l'année sur ce site, sauf entre janvier et mars (1997). Cette période coïncide avec les minima observés pour les indicateurs de contamination. Comme des germes ont été isolés plus tard (mais avant la présence du bétail sur l'alpage), ce phénomène ne semble pas lié directement à la survie des germes dans

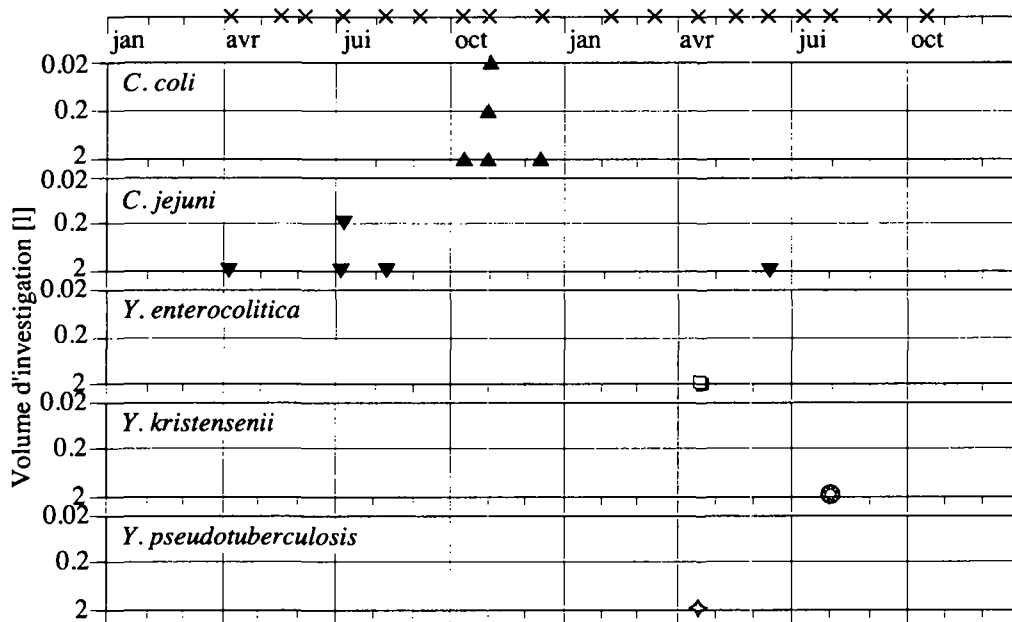


Figure 6.28: Résultat de la recherche de germes pathogènes dans le ruisseau du Pré de Bière (IMUL). La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

l'environnement.

Une grande différence existe pour les réponses des germes pathogènes entre les années 1996 et 1997. Or, celles-ci sont influencées par de nombreux paramètres parmi lesquels:

- le portage par le bétail qui détermine les variétés et quantités de bactéries pathogènes émises sur le bassin d'alimentation (fonction de la santé du cheptel et non étudié dans le cadre de ce travail);
- les conditions hydroclimatologiques qui déterminent les paramètres de survie et les conditions de transport des bactéries.

Les années 1996 et 1997 montrent effectivement certaines différences du point de vue hydroclimatologique. Si la somme des précipitations annuelles est relativement semblable pour les deux années, avec respectivement 1732.7 et 1711.8 mm, la répartition est légèrement différente avec une première partie de l'année comparativement plus sèche en 1996 (voir figure 6.29). Les deux années sont également différentes du point de vue des températures puisque la moyenne des températures mesurées à la Dôle durant les années 1996 et 1997 est de 3.3 et 4.9°C respectivement. Les températures moyennes mensuelles sont plus basses entre février et mars et mai ainsi que dès le mois d'août.

6.5.2.2.2. CORRÉLATIONS

Aucun des facteurs testés n'est corrélé de manière significative avec la présence des germes pathogènes dans l'eau du ruisseau du Pré de Bière (9/18) (voir les résultats complets en annexe 4). De même, aucun modèle n'a pu être ajusté à l'aide de GLM. On peut en conclure que:

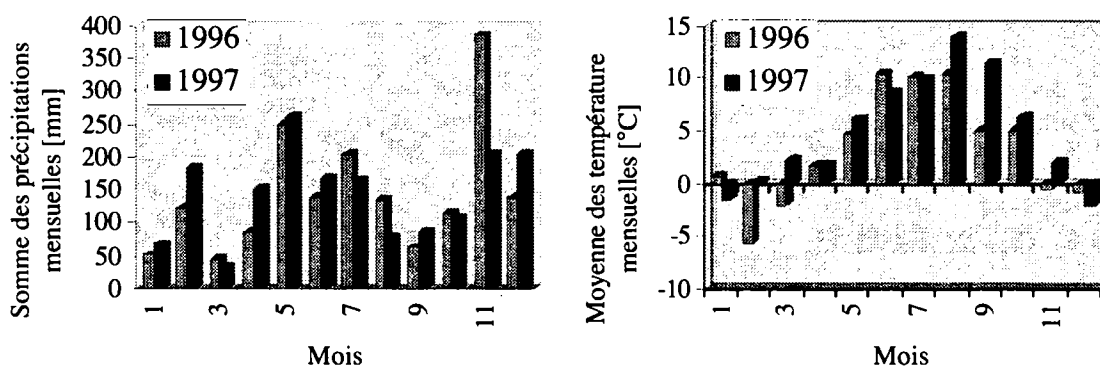


Figure 6.29: Précipitations mensuelles à La Cure et températures mensuelles à La Dôle (ISM)

- soit la présence des germes ne peut être expliquée à l'aide des facteurs testés et dépend d'autres facteurs (facteurs agronomiques);
- soit on a testé ensemble des bactéries dont la dynamique est très différente et qu'il faudrait tester indépendamment.

6.5.3. DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES

Les statistiques simples décrivant les différents paramètres physico-chimiques mesurés dans le ruisseau du Pré de Bière lors des échantillonnages sont présentées dans le tableau 6.14. Con-

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Hauteur d'eau [cm]	24.0	21.0	26.5	41
Température eau [°C]	7.3	5.9	9.6	42
Conductivité [μ S/cm]	358	341	387	42
Calcium [mg/l Ca]	71.1	68.4	75.9	17
Chlorures [mg/l Cl]	4.7	3.8	7.5	17
Nitrates [mg/l NO ₃]	1.5	1.2	2.3	17
Sulfates [mg/l SO ₄]	2.1	1.7	2.2	17

Tableau 6.14: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans le ruisseau du Pré de Bière

trairement aux rivières du Pays d'Enhaut, les crues de fonte des neiges n'influencent ici que très temporairement les hauteurs d'eau (voir figure 6.30), et le niveau de base est relativement constant. Les deux années étudiées montrent un fonctionnement hydrodynamique très différent, malgré une somme des précipitations similaire (voir figure 6.29). Ces caractéristiques ont une influence sur l'évolution des hauteurs d'eau mais également sur celle des conductivités. En effet, on peut remarquer que l'année 1996 est nettement moins différenciée que l'année 1997, en raison des plus faibles précipitations au printemps et plus fortes en automne (moins de dilution au printemps et plus en automne). En effet, les conductivités sont généralement plus faibles au début de l'année, et un minimum important est observé durant les mois d'avril-mai 1997. Elles augmentent ensuite durant la saison d'alpage pour atteindre un maximum au mois d'août.

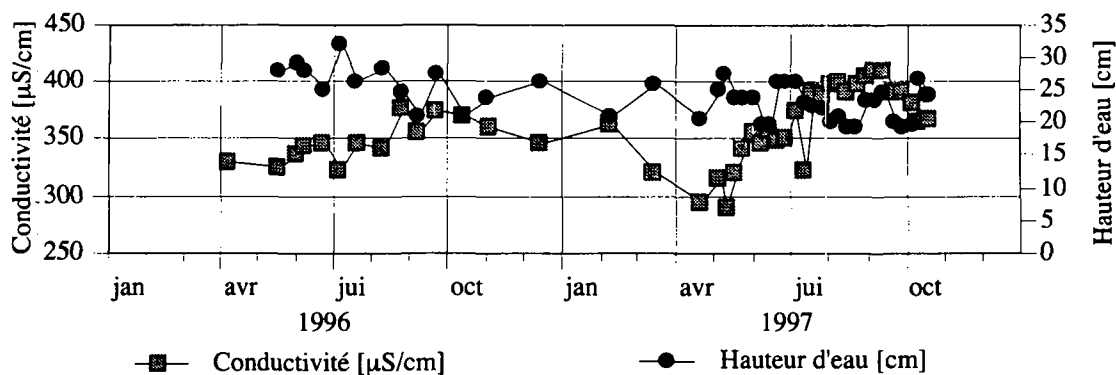


Figure 6.30: Conductivité et hauteur d'eau dans le ruisseau du Pré de Bière

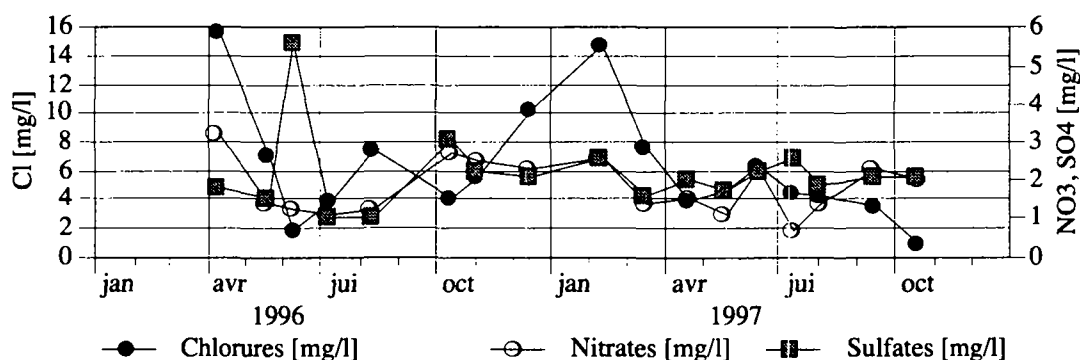


Figure 6.31: Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau du ruisseau du Pré de Bière

L'évolution des teneurs en chlorures, nitrates et sulfates est présentée dans la figure 6.18. Les chlorures, présents en grande quantité à la fonte des neiges sont probablement le résultat d'épandages de sel sur la route du Col du Marchairuz. Les nitrates montrent une évolution tout à fait différente avec des valeurs minimales observées entre mai et août, lors de la croissance de la végétation et des valeurs maximales entre octobre et février. Les sulfates montrent la même tendance que les nitrates, avec des valeurs généralement plus importantes en hiver. En été, de légères (1997), voire fortes (1996) augmentations sont possibles.

Malgré le fait qu'une grande partie de l'eau soit d'origine souterraine, les fluctuations des températures sont relativement importantes (entre 2.2°C et 12.3°C) et concordent avec l'évolution des températures de l'air mesurées à la Dôle (voir figure 6.19).

6.5.4. SYNTHÈSE

L'eau du ruisseau du Pré de Bière provient en grande partie d'eau souterraine, mais la grande variabilité des paramètres mesurés dans les eaux montre l'importance des facteurs hydroclimatologiques, ce qui est un phénomène typique des régions karstiques. Leur importance est telle que leur influence contribue également à faire varier la réponse de manière importante d'une année à l'autre.

Le plus grande différence observée pour les réponses entre les années 1996 et 1997 concerne

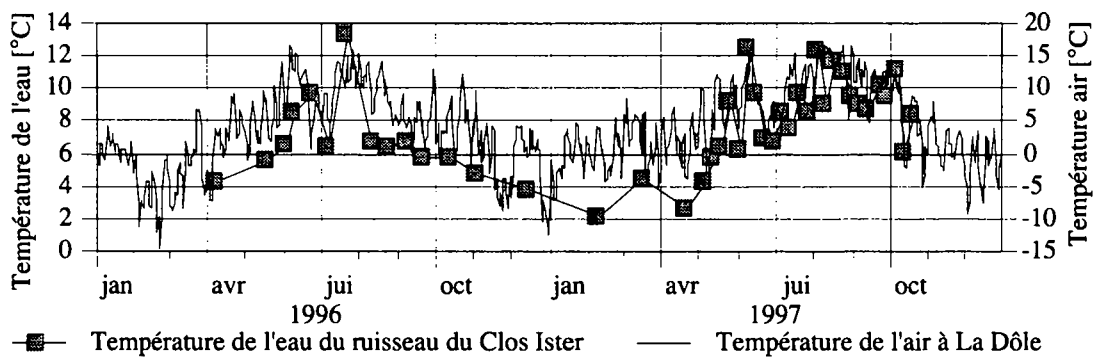


Figure 6.32: Température de l'eau du ruisseau du Pré de Bière et de l'air à la Dôle (ISM)

les isolations des germes pathogènes. En effet, de nombreux *C. coli* et *C. jejuni* ont été isolés en 1997 entre avril et décembre, soit avant, pendant et après la saison d'alpage. Un *C. jejuni* a pu être isolé en 1997 ainsi que d'autres germes comme *Y. enterocolitica*, *Y. kristensenii* et *Y. pseudotuberculosis*. Les deux dernières espèces évoquées n'ont été isolées que dans cette rivière et n'ont pas été mises en évidence dans les autres sites investigués.

La présence de ces germes n'est corrélée avec aucun des facteurs potentiellement explicatifs testés. Cela peut être le résultat de deux phénomènes:

- soit les facteurs explicatifs de la réponse n'ont pas été cernés, comme par exemple les facteurs agronomiques;
- soit la grande variété de germes trouvés ne dépend pas des mêmes types de facteurs.

C. jejuni, par son isolation précoce en 1996, montre une bonne persistance dans les milieux environnementaux. Il n'a cependant pu être mis en évidence qu'en juin de l'année 1997. Il est possible que la sécheresse du printemps 1997 (mars) ait contribué à décimer une partie de la population bactérienne des sols, dont les campylobacters. *C. coli* a été isolé en 1996 entre octobre et décembre et pourrait être étroitement lié à la présence de bétail sur le bassin d'alimentation. Il n'a cependant pas pu être mis en évidence durant l'année 1997 (meilleur état sanitaire du bétail, conditions hydroclimatologiques défavorables?).

7. LES POLLUANTS DANS LES EAUX SOUTERRAINES

7.1. SOURCE DU CLOS ISTER

La source du Clos Ister est située dans la vallée de La Torneresse. Son bassin d'alimentation, d'une superficie de 0.7 km², a été défini dans le cadre d'une étude en vue de l'établissement des zones de protection (Norbert, 1988). Une description plus complète peut être trouvée dans le chapitre "Pays d'Enhaut", page 20. Le bassin d'alimentation comprend 5 alpages occupés entre 2 et 4 fois entre mi-mai et fin juin (mi-juillet pour La Vousique) et fin août et mi-octobre. Les eaux de la source ne sont pas toujours exploitées par le SEVL en raison des contaminations microbiologiques estivales¹. Les échantillons ont été prélevés au déversoir de la chambre de captage à un rythme mensuel entre avril 1996 et avril 1997 et hebdomadaire entre mai 1997 et octobre 1997.

7.1.1. RÉPONSE BACTÉRIOLOGIQUE

7.1.1.1. LES GERMES INDICATEURS

Les résultats des analyses des indicateurs bactériologiques de contamination et leurs paramètres descriptifs sont présentés dans la figure 7.1 et le tableau 7.1, respectivement. La présence des

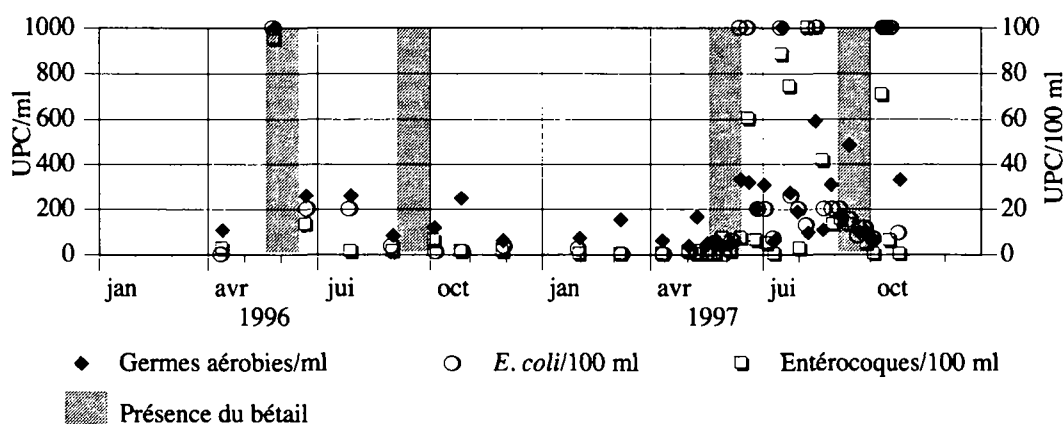


Figure 7.1: Germes indicateurs de pollution dans la source du Clos Ister. Les quantités de germes aérobies comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'*E. coli* et des entérocoques correspondent à celle de droite.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobies [UPC/ml]	160	70	300	37
<i>E. coli</i> [UPC/100 ml]	11	2	20	37
Entérocoques [UPC/100 ml]	4	1	13	37

Tableau 7.1: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la source du Clos Ister

1. Source non exploitée entre le 16 mai et le 6 octobre 1996 et entre le 21 mai et le 22 octobre 1997

germes est prépondérante entre mai et octobre et semble donc fonction de l'activité pastorale dans le bassin d'alimentation. Cependant, l'absence du bétail entre mi-juillet et fin août ne conduit pas à une diminution rapide des germes. En effet, des germes sont encore présents en grand nombre encore environ un mois après le départ du bétail en 1997. Les contaminations observées semblent différentes d'une année à l'autre et sont certainement fonction des conditions hydro-climatologiques puisque le bétail est présent dans le bassin d'alimentation en quantité, durée et périodes similaires. Les relevés pluviométriques montrent un mois de mai 1996 plus pluvieux qu'en 1997, alors que l'inverse est observé pour les mois de juin et de juillet (voir figure 7.2).

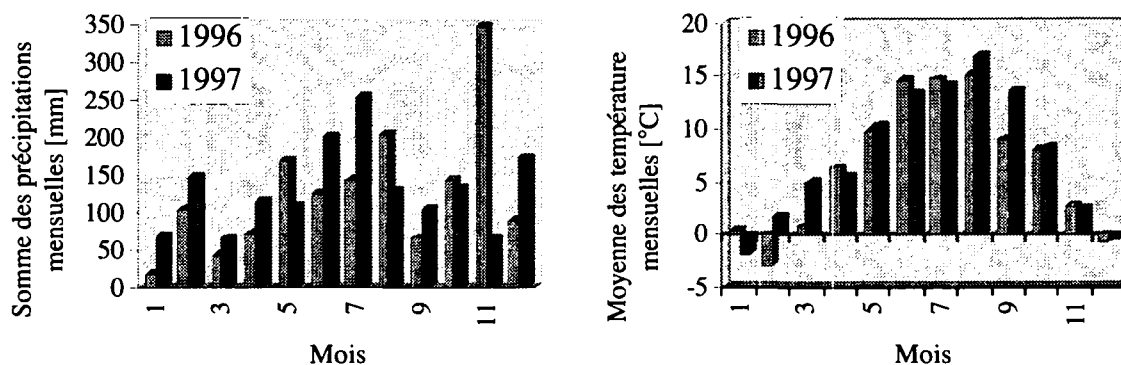


Figure 7.2: Précipitations mensuelles au Col des Mosses et températures mensuelles à Château d'Oex (ISM)

De plus importantes précipitations ont été mesurées en août 1996. La saison 1996 commence donc avec des pluies abondantes qui permettent d'entraîner rapidement les indicateurs jusqu'à la source. Les deux mois suivants sont plus secs et le contenu en indicateurs diminue. La longue période chaude et sèche du mois de juillet a peut-être contribué à inactiver une grande partie du contenu microbiologique des sols si bien qu'il ne restait plus rien à lessiver en août après le départ du bétail. En 1997, la période d'estivage commence avec un mois de mai plutôt sec et ce n'est que vers le milieu du mois de juin que de grandes quantités de bactéries arrivent à la source. Les pluies sont ensuite régulières jusqu'en août, où la sécheresse contribue ensuite à la diminution de la quantité de germes dans les eaux souterraines.

Les trois types d'indicateurs sont corrélés significativement les uns aux autres pour un seuil <0.001 et globalement avec les mêmes facteurs explicatifs. Il s'agit des pluies sur différentes périodes avant l'échantillonnage (entre 3 et 20 jours pour germes aérobies et *E. coli* et entre 1 et 15 jours avant pour les entérocoques). Leur présence est également corrélée avec les températures journalières minimales et/ou moyennes. *E. coli* et les entérocoques sont corrélés respectivement avec toutes et presque toutes les périodes testées pour les températures moyennes et minimales, alors que les germes aérobies sont plutôt corrélés avec les températures minimales. Les indicateurs sont également corrélés avec la présence du bétail sur les différents pâturages et assemblages de pâturages du bassin d'alimentation. Il est cependant nécessaire de considérer une période d'au moins 10 jours avant l'échantillonnage pour pouvoir obtenir des corrélations significatives (sauf pour les entérocoques où une période de 5 jours suffit pour obtenir une corrélation significative avec la présence du bétail sur l'ensemble du bassin d'alimentation). Les germes aérobies sont en outre corrélés avec les épandages d'engrais de ferme sur des périodes de 5 et 20 jours avant l'échantillonnage. *E. coli* et les entérocoques sont négativement corrélés avec la présence de neige sur le bassin d'alimentation avant l'échantillonnage. Les germes aérobies et *E. coli* sont plutôt observés dans de l'eau à forte conductivité, même si la présence des

premiers est également importante en périodes de crue.

7.1.1.2. LES GERMES PATHOGÈNES

7.1.1.2.1. RÉSULTATS GÉNÉRAUX

Des germes pathogènes ont été isolés dans 14 échantillons sur les 37 prélevés (p compris entre 23 et 55% pour un seuil de 0.95). Ces germes sont les suivants (voir figure 7.3):

- *C. coli*;
- *C. jejuni*;
- *L. monocytogenes*;
- *L. ivanovii*.

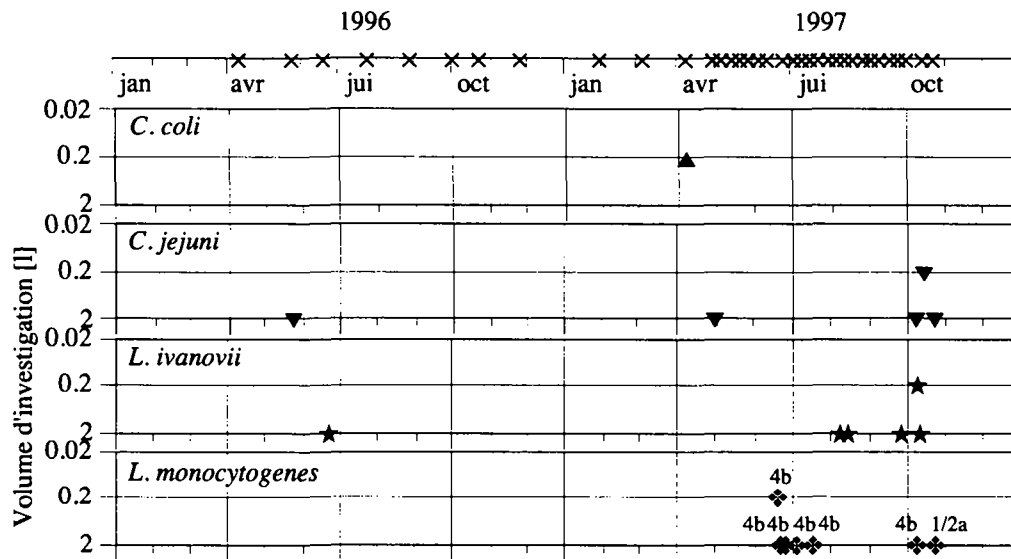


Figure 7.3: Bactéries pathogènes isolées dans l'eau de la source du Clos Ister. La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

Leur présence dans les eaux souterraines correspond globalement à celle du bétail sur les différents pâturages du bassin d'alimentation. Cependant, *C. coli* et *C. jejuni* ont tous deux été isolés avant que le bétail ne soit sur l'alpage, en avril et début mai respectivement. Leur présence est probablement le résultat de contaminations dans le bassin d'alimentation par d'autres animaux que le bétail ou celui de la survie de ces germes durant la période hivernale.

La réponse en bactéries pathogènes est sensiblement différente pour les années 1996 et 1997. Mises à part les deux isolations précoces, leur distribution est relativement similaire à celle des bactéries indicatrices de contamination. En effet, les germes ont été isolés plus fréquemment durant la saison 1997 que durant la saison 1996. L'apparition des germes est cependant plus précoce en 1996 qu'en 1997. Une absence de germes pathogènes en même temps que la diminution des indicateurs est observée entre mi-août et septembre 1997. Les raisons invoquées sont les conditions climatologiques propres à chacune des années, avec des caractéristiques particulières. Ainsi, des pluies abondantes au début de la saison estivale 1996 permettent un entraînement

rapide des germes à la source. En 1997, la saison d'alpage débute avec une période relativement sèche, ce qui explique l'arrivée différée des germes pathogènes à la source. Par la suite, les pluies fréquentes instaurent des conditions favorables à la contamination bactériologique des eaux souterraines.

Les espèces bactériennes isolées évoluent en cours de la saison d'estivage. Ainsi, les campylobacters sont isolés avant le début et en fin de saison (avril-mai et octobre), alors que les listerias ont été isolées durant toute la saison, sauf entre la mi-août et septembre (mais jamais avant). *L. monocytogenes* a été isolée entre juin et juillet et au mois d'octobre, alors que *L. ivanovii* est plutôt présente en août et fin septembre-octobre.

7.1.1.2.2. CORRÉLATIONS

Les résultats des tests de corrélation (Spearman) significatifs au seuil 0.05 sont présentés sur le tableau 7.2 (voir les résultats complets en annexe 4). Parmi les facteurs hydroclimatologiques potentiellement explicatifs, seules les hauteurs de pluie la veille et la somme des hauteurs de pluie considérées sur une période de 10 et 20 jours avant le prélèvement sont significativement corrélées avec la présence des germes pathogènes (14/37). En ce qui concerne les facteurs agronomiques, des corrélations significatives ont été observées entre la présence des germes pathogènes dans la source et les épandages d'engrais de ferme dans le bassin d'alimentation considéré sur un période de 5 jours avant l'échantillonnage.

Facteurs hydro-climatologiques		Facteurs agronomiques		Indicateurs		Paramètres physico-chimiques	
+	Pluies (1, 10 et 20 j.)	+	Engrais ferme (5 jours)	+	Germes aérobies <i>E. coli</i> Entérocoques	+	Hauteur d'eau Débit
		+	UGBF CI (30, 40, 50 j.)				
		+	UGBF CIVu (30, 40, 50, 60, 70 j.)				
		+	UGBF CIVuBH (40, 50, 60 j.)				
		+	UGBF CIVuBHVa (40, 50, 60, 70 j.)				
		+	UGBF CIVuBHVaVo (30, 40, 50, 60 j.)				

Tableau 7.2: Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la source du Clos Ister.

De nombreuses corrélations ont également été constatées entre la présence des germes et celle du bétail sur certains pâturages durant une période définie avant l'échantillonnage. Le meilleur coefficient est obtenu avec les pâturages Le Clos Ister et Vuagère pour une période de 40 jours avant l'échantillonnage ($P=0.0071$, voir annexes). Ces résultats permettent de déterminer des zones d'influence prépondérantes, déterminant la majeure partie de la réponse bactériologique à la source. Ils permettent également d'appréhender certains éléments de la persistance des germes dans le site du Clos Ister (entre le moment de la dissémination et l'arrivée à la source):

- le pâturage du Clos Ister, proche de la source, ne peut probablement pas à lui seul expliquer toute la réponse bactériologique à la source. La considération de tout le bassin d'alimentation (5 alpages) entraîne également une diminution des coefficients de corrélation entre la présence de germes pathogènes et celle du bétail dans le bassin d'alimentation;
- les corrélations entre la présence du bétail dans le bassin d'alimentation et celle des germes pathogènes dans l'eau de la source ne sont significatives que lorsque l'on considère des périodes très grandes allant d'au moins trente jours jusqu'à environ 70 jours. L'effet du pacage du bétail se manifeste dans la source à partir d'un mois après celui-ci et persiste durant plus d'un mois après celui-ci.

La présence des germes pathogènes est corrélée avec celle des indicateurs de contaminations, comme pouvait le laisser entrevoir leur comportement similaire. On trouve ces germes dans la source quand les débits sont importants.

Le modèle GLM ajusté confirme ces résultats en tenant compte de la présence du bétail sur les alpages du Clos Ister et de Vuagère sur une période de 40 jours avant l'échantillonnage**.

7.1.1.2.3. IMPORTANCE DYNAMIQUE DES FACTEURS EXPLICATIFS

Certains facteurs hydroclimatologiques (pluie) et agronomiques (épandages d'engrais de ferme et présence du bétail dans le bassin d'alimentation) potentiellement explicatifs sont corrélés avec la présence de germes pathogènes dans les eaux de la source du Clos Ister. Le rythme d'échantillonnage pratiqué permet de considérer ces facteurs de manière temporelle, en fonction de la réponse bactériologique à la source. Les pluies ont une importance prépondérante la veille de l'échantillonnage et sur une période de 10 ou 20 jours avant l'échantillonnage. Les engrais de ferme n'ont d'effet que durant les 5 jours qui suivent l'épandage alors que la présence du bétail engendre généralement l'isolation de bactéries pathogènes à la source entre 30 et 70 jours après.

EXAMEN DES SÉRIES TEMPORELLES

La conjugaison temporelle de ces facteurs explicatifs est également importante, et la chronologique des différents événements a été appréciée de manière visuelle afin d'en dégager des règles dynamiques plus complexes. Il est par exemple évident que les germes doivent être disséminés par le bétail ou l'épandage avant de pouvoir être entraînés par les pluies.

Cet examen permet l'appréciation de l'importance de la hauteur de pluie pour la détermination de la réponse bactériologique. En effet, les séries du mois de juin 1997 montrent qu'en présence de bétail, des pluies journalières inférieures à 20 mm n'entraînent pas ou peu de bactéries pathogènes dans la source (voir figure 7.4), contrairement aux pluies plus importantes. En effet, les trois premiers échantillons du mois de juin n'ont pas permis l'isolation de germes pathogènes malgré les pluies fréquentes et la présence du bétail. Cependant, l'échantillon du 23 juin 1997, prélevé deux jours après une pluie importante de plus de 50 mm, contenait des germes pathogènes.

APPRÉCIATION DE L'IMPORTANCE DES PLUIES

Des tests statistiques ont été effectués afin d'appréhender le problème de l'importance des quantités de pluies tombées pour la détermination de la réponse bactériologique à la source. Le but est de déterminer la signification des corrélations entre la présence des germes pathogènes et le nombre de jours qui se sont écoulés depuis la dernière hauteur de pluie journalière d'une certaine importance. Plusieurs hauteurs de pluies ont été utilisées et testées parmi lesquelles les pluies plus importantes que 50, 40, 30, 20, 15, 10, 5 mm, et toutes hauteurs de pluies confondues (voir un exemple dans la figure 7.5) Les résultats de ces tests sont présentés dans le tableau 7.3. Ils montrent en effet qu'il existe une corrélation négative significative entre la présence des germes pathogènes et le nombre de jours écoulés depuis la dernière hauteur de pluie journalière d'une certaine importance. Cette corrélation est significative à partir d'une hauteur de pluie de 20 mm.

Cette hauteur de pluie nécessaire pour expliquer la réponse en germes pathogènes à la source est vraisemblablement fonction de la capacité au champ des sols. Pour des teneurs en argiles moyennes (18 à 30%), une épaisseur de sol de 40 cm environ, une compaction moyenne et une

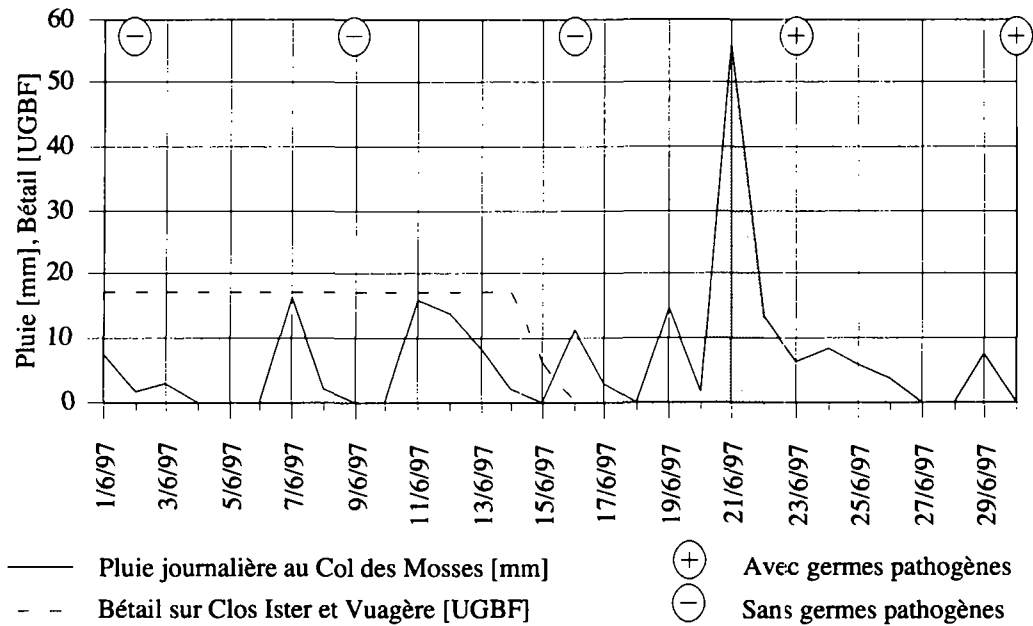


Figure 7.4: Représentation temporelle des séries d'échantillonnages bactériologiques (+: présence de germes potentiellement pathogènes; -: absence de germes potentiellement pathogènes), des pluies au Col des Mosses et du bétail dans le bassin d'alimentation efficace du Clos Ister et de Vuagère.

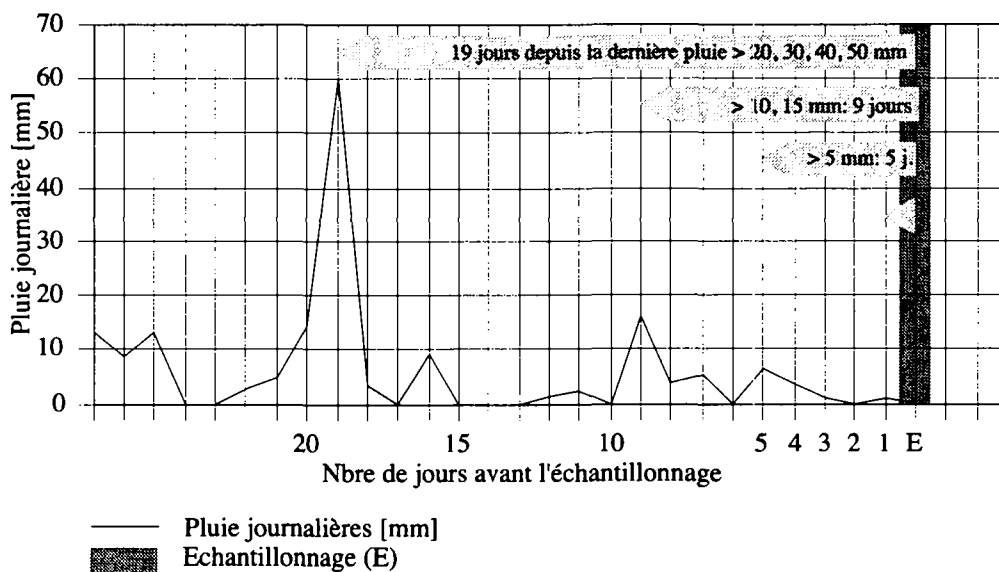


Figure 7.5: Représentation schématisée de la méthode utilisée pour investiguer l'importance des pluies: comptage du nombre de jours séparant l'échantillonnage de la dernière pluie d'une certaine importance

teneur en humus moyenne, la capacité au champ varie de 13 à 26 mm par dm de sol (DBG, 1992). On peut donc admettre que les types de sols rencontrés atteignent la capacité au champ après des pluies de 52 à 104 mm, s'ils étaient complètement secs auparavant. Ces valeurs sont fortement réduites quand le sol est humide, ce qui est fréquemment le cas dans des conditions climatiques comme celles observées dans le Pays d'Enhaut. Le nombre de jours moyen séparant les échantillonnages de la dernière pluie de plus de 20 mm est de 14 jours (variation entre 1 et

	Corrélation de Spearman	
	Rhô	P
Nbre j. depuis dernière pluie	-0.190	0.2555
Nbre j. depuis dernière pluie>5 mm	-0.150	0.3685
Nbre j. depuis dernière pluie>10 mm	-0.105	0.5293
Nbre j. depuis dernière pluie>15 mm	-0.238	0.1530
Nbre j. depuis dernière pluie>20 mm	-0.442	0.0080
Nbre j. depuis dernière pluie>30 mm	-0.348	0.0370
Nbre j. depuis dernière pluie>40 mm	-0.347	0.0371
Nbre j. depuis dernière pluie>50mm	-0.478	0.0041

Tableau 7.3: Résultats des tests statistiques définissant la corrélation entre le nombre de jours entre la hauteur de pluie journalière d'une certaine importance (en mm) et l'échantillonnage et la présence de germes pathogènes.

61 jours), alors que la dernière pluie a eu lieu en moyenne 4 jours avant l'échantillonnage.

7.1.2. LA RÉPONSE PHYSICO-CHIMIQUE

Les différents facteurs physico-chimiques mesurés dans la source du Clos Ister lors des échantillonnages sont présentés à l'aide des statistiques descriptives dans le tableau 7.4. La médiane des débits est située à 150 l/min, avec un espace interquartile compris entre 68 et 300 l/min (voir figure 7.6). Les variations sont faibles en hiver en raison de la présence d'une couverture neigeuse qui limite les infiltrations. La recharge printanière de fonte des neiges débute entre février et mars et affecte le niveau de base jusqu'à fin mai. D'importantes variations affectent ensuite les niveaux d'eau durant la période estivale. Les conductivités sont extrêmement sensibles à l'importante dilution générée par la fonte des neiges. L'effet des pluies estivales, par contre, est beaucoup plus ténue.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Débit mesuré [l/min]	150	68	300	41
Température eau [°C]	6.2	5.8	6.6	42
Conductivité [μ S/cm]	340	304	355	42
Calcium [mg/l Ca]	70.5	63.2	76.7	37
Chlorures [mg/l Cl]	0.6	0.5	1.0	37
Nitrates [mg/l NO ₃]	2.1	1.6	2.3	37
Sulfates [mg/l SO ₄]	4.8	4.3	5.3	37

Tableau 7.4: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la source du Clos Ister

Le comportement hydrodynamique de la source est représenté sur la figure 7.7, montrant les fluctuations des conductivités en fonction des débits. Les dilutions importantes de la fonte des neiges sont mises en évidence par des baisses de conductivité. Les hausses de débit dues aux pluies estivales, par contre, n'entraînent pas de modification de la conductivité. L'explication la plus simple de ce phénomène est une infiltration préférentielle immédiatement à l'amont de la source lors de la fonte des neiges, en raison de la fonte régressive depuis le bas du bassin d'alimentation, de la saturation probable des sols qui permet un ruissellement important sur les pentes de la partie amont du bassin d'alimentation (ces eaux vont ensuite s'infiltrer immédiatement à l'amont de la source). L'effet "piston" observé le reste de l'année est le résultat d'une infiltra-

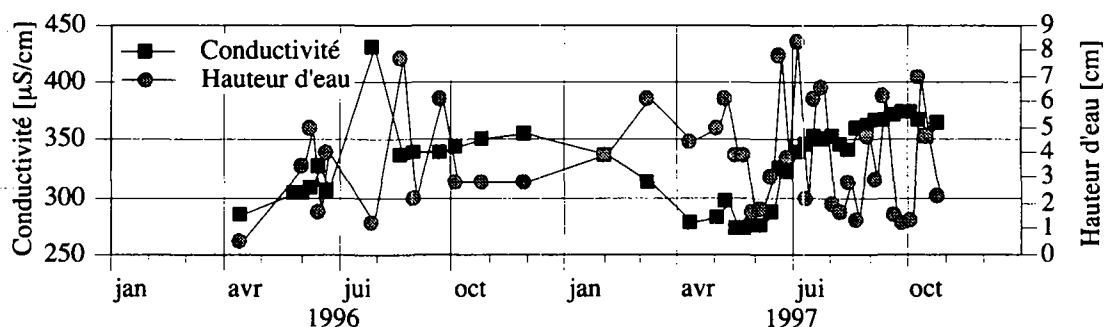


Figure 7.6: Conductivité et hauteur d'eau à la source du Clos Ister.

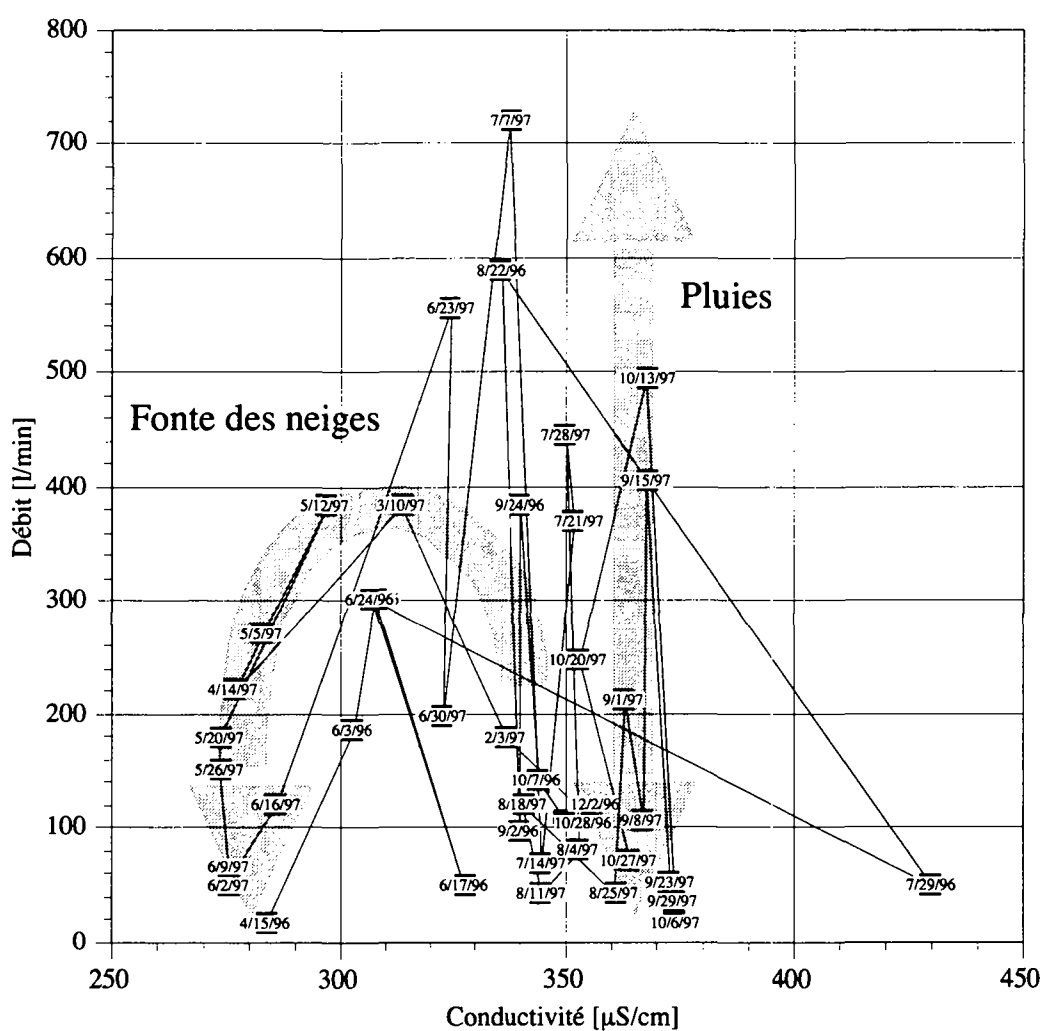


Figure 7.7: Représentation des débits en fonction de la conductivité dans la source du Clos Ister

tion sur tout le bassin d'alimentation, contribuant à augmenter la charge hydraulique globale sans variation des conductivités.

Les vitesses de circulation rapides (20 m/h, (Norbert, 1988)), et les débits faibles et très variables indiquent une relation étroite entre la hauteur d'eau à la source et les précipitations, vérifiée

à l'aide des corrélations de Spearman. Des corrélations significatives peuvent être mises en évidence entre la hauteur d'eau à la source et la somme des pluies journalières sur une période minimale de 3 jours avant l'échantillonnage (voir tableau 7.5). Le meilleur coefficient de

	Corrélation de Spearman	
	Rhô	P
Pluies journalières 1 j. [mm]	0.126	0.4547
Somme pluies journalières 3 j. [mm]	0.481	0.0044
Somme pluies journalières 5 j. [mm]	0.473	0.0052
Somme pluies journalières 7 j. [mm]	0.555	0.0010
Somme pluies journalières 10 j. [mm]	0.557	0.0010
Somme pluies journalières 13 j. [mm]	0.566	0.0008
Somme pluies journalières 15 j. [mm]	0.620	0.0002
Somme pluies journalières 20 j. [mm]	0.527	0.0018
Somme pluies journalières 2-10 j. [mm]	0.543	0.0013

Tableau 7.5: Présentation des résultats des essais de corrélation entre les débits à la source du Clos Ister et la somme des hauteurs de pluie considérées sur une période variable avant le prélèvement.

corrélacion est obtenu pour les hauteurs de pluies journalières considérées sur une période de 15 jours avant l'échantillonnage.

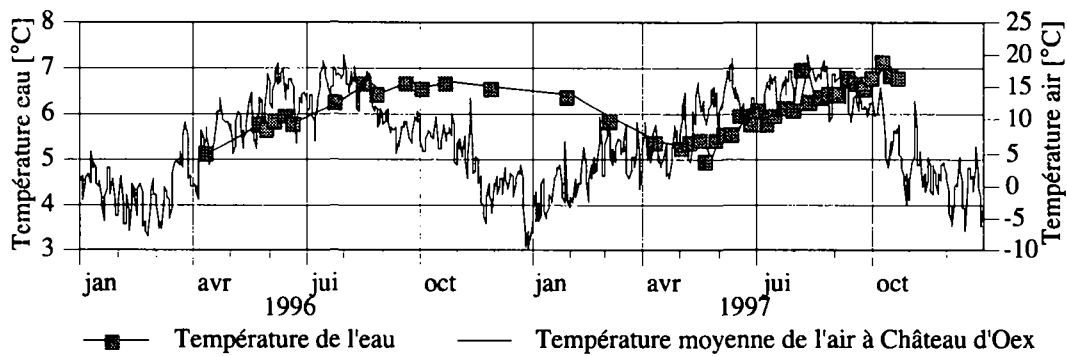


Figure 7.8: Températures de l'eau dans la source du Clos Ister et de celles de l'air à Château d'Oex.

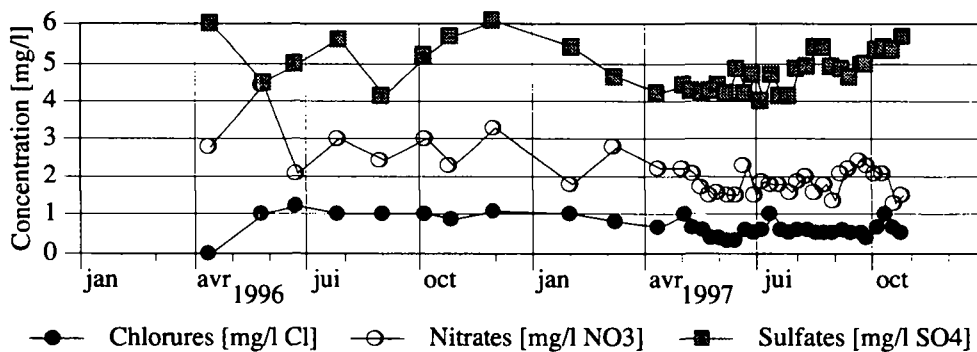


Figure 7.9: Chlorures, nitrates, sulfates dans la source du Clos Ister

Les températures de l'eau dans la source du Clos Ister fluctuent de manière importante (voir tableau 7.4 et figure 7.8). Elles commencent à diminuer entre janvier et février pour atteindre un minimum entre avril et mai. Les températures maximales sont mesurées entre septembre et novembre. Un décalage de un à deux mois est visible entre les températures de l'eau de la source du Clos Ister et celles de l'air mesurées à Château d'Oex.

L'évolution des teneurs en chlorures, nitrates et sulfates est présentée dans la figure 7.9). Les variations des teneurs en nitrates et chlorures sont généralement faibles et semblent fonction des hauteurs d'eau. Des hausses du niveau d'eau sont cependant possibles sans augmentation des teneurs en nitrates, probablement en raison du lessivage préalable par de fortes pluies de l'intégralité du stock d'azote disponible.

7.1.3. SYNTHÈSE

Les vitesses de circulation des eaux souterraines sont relativement rapides à la source du Clos Ister, avec des valeurs approximatives de 20m/h (Norbert, 1988). Une recharge importante de l'aquifère est assurée au printemps lors de la fonte des neiges. Elle contribue à la diminution des conductivités grâce à un effet de dilution. Les recharges par les pluies n'ont, par contre, que peu d'influence sur les conductivités mesurées. Deux types distincts d'infiltration sont donc responsables de la réponse à la source:

- Au printemps, la fonte est régressive et commence dans la partie aval du bassin d'alimentation, près de la source. Les infiltrations sont donc importantes près de la source et inexistantes dans les parties supérieures du terrain en raison de présence de la couche neigeuse. La topographie joue également un rôle important lorsque les processus de fonte sont rapides et que le sol est saturé. En effet, la pente est beaucoup plus marquée dans la partie amont que dans la partie aval. La part d'eau de ruissellement par rapport aux eaux d'infiltration est prépondérante dans la partie amont, et faible dans la partie aval. Les eaux s'infiltrent donc de manière préférentielle dans les parties basses du bassin d'alimentation, près de la source.
- Les pluies assurent une recharge par infiltration sur l'ensemble du bassin d'alimentation. Elles n'ont donc généralement que peu d'influence sur les conductivités en raison d'un effet "piston".

La présence des germes indicateurs de contamination est prépondérante entre mai et octobre et fonction de l'activité pastorale dans le bassin d'alimentation. Un important contraste est observable entre les réponses des années 1996 et 1997. Celui-ci est vraisemblablement dû aux conditions climatologiques. La période d'estivage 1996 commence avec des précipitations importantes permettant une réponse rapide à la source. Des conditions climatiques plus sèches contribuent ensuite à diminuer le nombre de bactéries dans les eaux souterraines (moins bonne survie et vecteur moins efficace). La réponse bactériologique à la source est différée en 1997 en raison d'une période sèche au début de la période d'estivage. Elle se poursuit cependant durant une plus longue période en raison d'une alimentation régulière par les pluies. Les trois types d'indicateurs sont corrélés significativement les uns aux autres pour un seuil <0.001 et globalement avec les mêmes facteurs explicatifs. Il s'agit des pluies sur différentes périodes avant l'échantillonnage, des températures journalières minimales et/ou moyennes ainsi que la présence du bétail dans le bassin d'alimentation (en général pour une période supérieure à 10 jours). Les germes aérobies sont en outre corrélés avec les épandages engrais de ferme sur des périodes de 5 et 20 jours avant l'échantillonnage. *E. coli* et les entérocoques sont négativement corrélés avec la présence de neige sur le bassin d'alimentation sur les 20 jours précédant l'échantillon-

nage. Les germes aérobies et *E. coli* sont généralement isolés quand l'eau présente une conductivité élevée, soit dès le mois de juin, quand l'effet de dilution par la fonte des neiges s'est estompé. Le nombre de germes aérobies présent dans l'eau de source est généralement plus élevé en périodes de crue. Ce phénomène montre l'importance de l'hydrodynamique dans le transport de ces germes.

Les germes pathogènes isolés dans la source sont *C. jejuni*, *C. coli*, *L. monocytogenes* et *L. ivanovii*. Leur présence correspond globalement à celle du bétail sur les différents pâturages du bassin d'alimentation. Cependant, *C. coli* et *C. jejuni* ont tous deux été isolés avant que le bétail ne soit sur l'alpage, en avril et début mai respectivement. Leur présence est vraisemblablement le résultat de contaminations dans le bassin d'alimentation par d'autres animaux que le bétail ou celui de la survie de ces germes durant la période hivernale. Mises à part les deux isolations précoces, leur distribution est similaire à celle des bactéries indicatrices de contamination avec des saisons 1996 et 1997 très contrastées, pour les mêmes raisons que celles invoquées pour les bactéries indicatrices de contamination. Les germes pathogènes sont corrélés avec les hauteurs de pluie la veille de l'échantillonnage, ainsi que pour des périodes de 10 et 20 jours avant l'échantillonnage. Ils sont également corrélés avec la présence du bétail sur divers assemblages de pâturages pour des périodes comprises entre 30 et 70 jours avant l'échantillonnage (CIVu 40 fournit le meilleur résultat), de même qu'avec les épandages d'engrais de ferme pour une période de 5 jours avant l'échantillonnage. La présence des germes pathogènes est corrélée avec celle des indicateurs de contaminations, comme pouvait le laisser entrevoir leur comportement similaire. On trouve ces germes dans la source quand les débits sont importants. Le modèle GLM inclut la présence du bétail sur les alpages du Clos Ister et de Vuagère sur une période de 40 jours avant l'échantillonnage.

L'examen des séries temporelles suggère que la hauteur de pluie journalière peut avoir une influence sur la réponse bactériologique. Pour la source du Clos Ister, la hauteur de pluie critique, confirmée par divers tests statistiques, est de 20 mm. Elle correspond probablement à la hauteur d'eau nécessaire pour amener le sol à la capacité au champ à partir d'une humidité moyenne.

7.2. SOURCE DU CONFLUENT INFÉRIEUR

La source du Confluent inférieur est située dans la partie amont de la vallée creusée par L'Eau Froide. Son bassin d'alimentation a été défini dans le cadre d'une étude en vue de l'établissement de zones de protection (Norbert, 1988). 5 chalets d'alpage sont présents dans le bassin d'alimentation et le bétail y pâture de fin mai à fin septembre. Une description du bassin d'alimentation ainsi que du fonctionnement hydrogéologique de la source peuvent être trouvés dans le chapitre "Pays d'Enhaut", page 20.

Les eaux de la source ne sont exploitées par le SEVL que durant une partie de l'année en raison des contaminations microbiologiques estivales (source non exploitée en 1996 entre le 16 mai et le 6 octobre et en 1997 entre le 21 mai et le 22 octobre).

Les échantillons ont été prélevés prioritairement au trop-plein (dans la chambre en hiver, lorsque l'eau de la source n'est pas détournée) à un rythme mensuel.

7.2.1. RÉPONSE BACTÉRIOLOGIQUE

7.2.1.1. GERMES INDICATEURS

Les résultats des analyses d'indicateurs bactériologiques de pollution ainsi que leurs paramètres statistiques descriptifs sont présentés sur la figure 7.10 et dans le tableau 7.6. Les contamina-

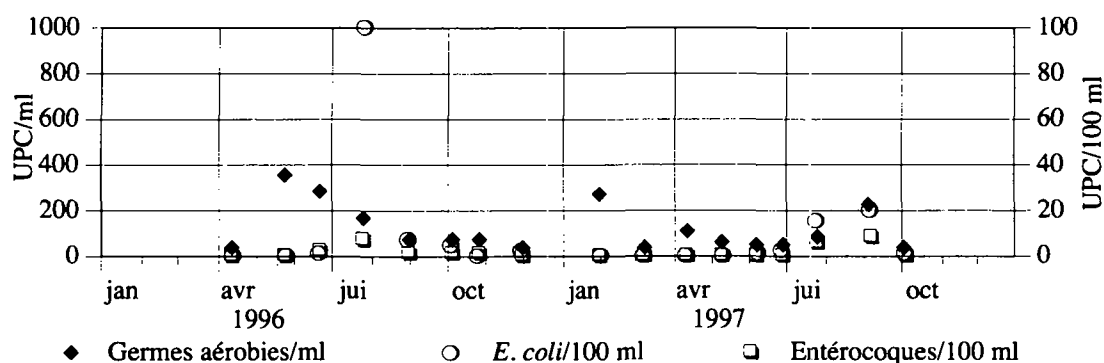


Figure 7.10: Résultats des analyses des indicateurs de pollution dans la source du Confluent inférieur. Les quantités de germes aérobies comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'*E. coli* et des entérocoques correspondent à celle de droite.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobies [UPC/ml]	75	50	165	17
<i>E. coli</i> [UPC/100 ml]	2	0	7	17
Entérocoques [UPC/100 ml]	0	0	2	17

Tableau 7.6: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la source du Confluent inférieur

tions par les indicateurs sont généralement faibles dans la source du Confluent inférieur. Les quantités les plus importantes d'*E. coli* et d'entérocoques sont observées entre fin mai et septembre, soit pendant la saison d'alpage. Les contaminations par les germes aérobies sont plus complexes. Les quantités augmentent entre avril et mai, probablement en raison de la fonte des neiges, puis diminuent durant les mois de juin-juillet pour augmenter à nouveau entre août et septembre. La présence d'*E. coli* est corrélée avec celle des entérocoques, qui elle-même est corrélée avec le nombre de germes aérobies.

La présence des germes aérobies n'est influencée par aucun des facteurs testés.

E. coli est prépondérante dans les eaux de la source lorsque les températures moyennes (10-70 jours avant l'échantillonnage) et minimales (1, 10-70 jours) sont élevées. La présence de *E. coli* est également corrélée avec la présence du bétail pour un grand nombre des différents assemblages testés. On la trouve principalement quand les teneurs en nitrates mesurées sont faibles.

La présence des entérocoques dans l'eau de la source est corrélée avec les températures moyennes (3 à 70 jours) et minimales (0 à 70 jours). On trouve généralement ces germes en période de crue, quand la température de l'eau est relativement chaude et en présence du bétail. Sa présence est négativement corrélée avec la présence de neige sur le bassin versant sur les 20 jours qui précèdent l'échantillonnage.

7.2.1.2. GERMES PATHOGÈNES

7.2.1.2.1. RÉSULTATS GÉNÉRAUX

2 échantillons sur les 17 prélevés ont révélé la présence de germes pathogènes (voir figure 7.11), qui sont:

- *L. ivanovii*
- *Y. frederiksenii*

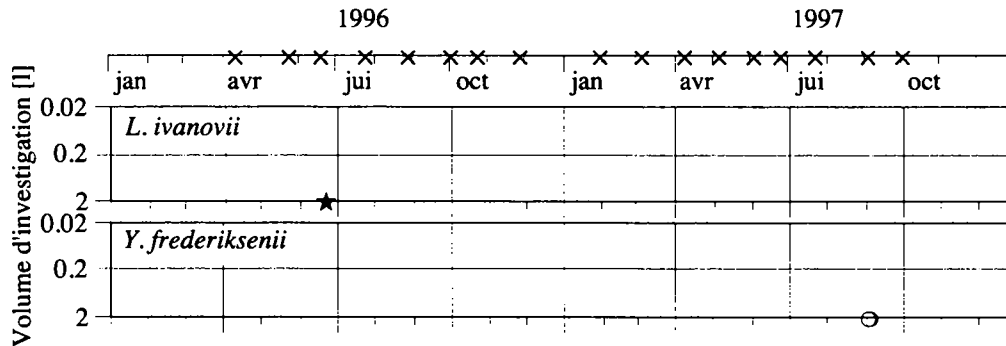


Figure 7.11: Bactéries pathogènes isolées dans les eaux provenant de la source du Confluent inférieur (IMUL). La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

Avec un seuil de confiance de 0.95, la probabilité de mettre en évidence des germes pathogènes dans l'eau de la source du Confluent est comprise entre 2 et 40%. *L. ivanovii* a été isolée au début de la saison d'alpage le 24 juin 1996, après une période de pluie accompagnée d'une forte baisse de température (neige). *Y. frederiksenii* a été isolée le 8 septembre 1997, après 3 mois de présence du bétail dans le bassin d'alimentation. Le temps était ensoleillé lors de l'échantillonnage mais des averses ont eu lieu la veille (18.4 mm).

7.2.1.2.2. LES TESTS STATISTIQUES

Bien que la présence des germes pathogènes soit plutôt exceptionnelle (2/17), des essais de corrélation avec différents facteurs explicatifs et représentatifs ont tout de même été effectués. Les résultats, qu'il faut considérer avec prudence, sont présentés dans le tableau 7.7 (voir les résul-

Facteurs hydro-climatologiques		Facteurs agronomiques		Indicateurs		Paramètres physico-chimiques	
+	Tmoy (20, 30 j.)	+	Ma		Entérocoques		n.s.
+	Tmin (20 j.)						

Tableau 7.7: Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la source du Confluent

tats complets en annexe 4). Leur présence est corrélée de manière significative avec les températures moyennes (20 et 30 jours avant l'échantillonnages) et minimales (20 jours avant l'échantillonnage), ainsi qu'avec la présence du bétail sur le pâturage des Maulatreys le jour de

l'échantillonnage. On les trouve généralement en présence des entérocoques. Le modèle GLM ajusté tient compte de la présence du bétail sur le pâturage des Maulatreys***.

7.2.2. RÉPONSE PHYSICO-CHEMIQUE

Les statistiques descriptives associées aux différents facteurs physico-chimiques mesurés lors des échantillonnages sont présentées dans le tableau 7.8. Mise à part la température de l'eau, ces

	Médiane	Quartile 1	Quartile 2	N données
Hauteur d'eau [cm]	13.0	6.4	15.0	45
Température eau [°C]	4.5	4.4	4.7	43
Débit [l/min]	5'462	2'483	7'414	36
Conductivité [μ S/cm]	229	197	245	43
Calcium [mg/l Ca]	47.4	44.0	52.7	17
Chlorures [mg/l Cl]	0.5	0.2	0.6	17
Nitrates [mg/l NO ₃]	1.4	0.8	1.8	17
Sulfates [mg/l SO ₄]	5.2	4.4	6.1	17

Tableau 7.8: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la source du Confluent inférieur

paramètres montrent des fluctuations relativement importantes. Le régime de la source est très influencé par la fonte des neiges qui assure une grande partie de sa recharge (voir figure 7.12).

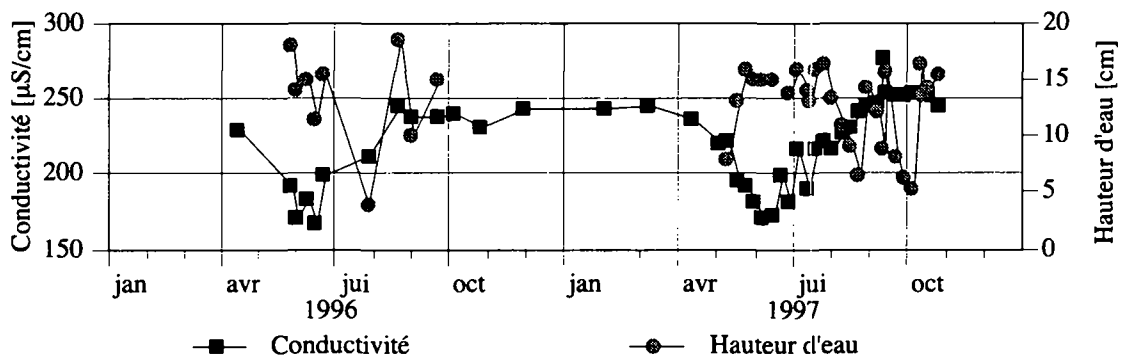


Figure 7.12: Conductivité et hauteur d'eau dans la source du Confluent inférieur. Le trait discontinu dans la partie supérieure du graphique correspond à un écoulement total à l'emplacement considéré

En effet, d'importants apports contribuent à l'augmentation du niveau de base dès le mois d'avril. Les pluies induisent une recharge rapide et temporaire, mettant en évidence des circulations de type superficiel dans l'aquifère.

La dilution par les eaux printanières est nettement visible sur la représentation temporelle des mesures de conductivités et se poursuit jusqu'en juillet-août. L'extension de la période de crue est le résultat de deux facteurs: l'altitude relativement élevée du bassin d'alimentation dont la partie supérieure est située à plus de 2'500 mètres et une alimentation par des eaux légèrement

plus profondes (réponse différée). Comme dans la source du Clos Ister, l'importance de la dilution induite par le phénomène de fonte des neiges est relativement plus importante que celle due aux précipitations.

L'évolution des teneurs en sulfates au cours de l'année est similaire à celles des conductivités et celles-ci diminuent dès le mois de février (figure 7.13). Les teneurs en nitrates fluctuent de

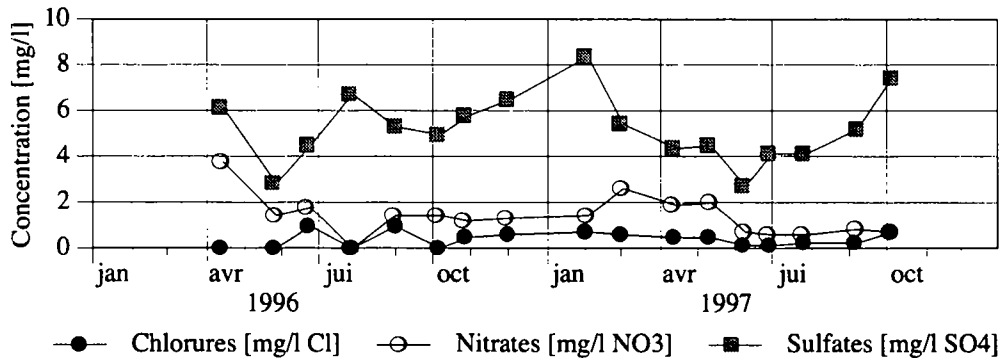


Figure 7.13: Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau de la source du Confluent inférieur

manière différente et les concentrations les plus importantes sont rencontrées entre février et mai.

L'évolution des températures de l'eau dans la source du Confluent ne montre pas de contraste saisonnier extrêmement marqué comme c'était le cas pour la source du Clos Ister (voir figure 7.14). Les fluctuations les plus importantes sont directement liées à des hausses du niveau d'eau (pluies estivales). Ces deux observations indiquent une dualité dans l'alimentation de la source. En effet, une grande part de celle-ci est assurée par des eaux relativement profondes, montrant une certaine stabilité des températures. Il est cependant indéniable qu'une partie de l'alimentation est également assurée par des eaux très superficielles dont l'influence est également clairement visible.

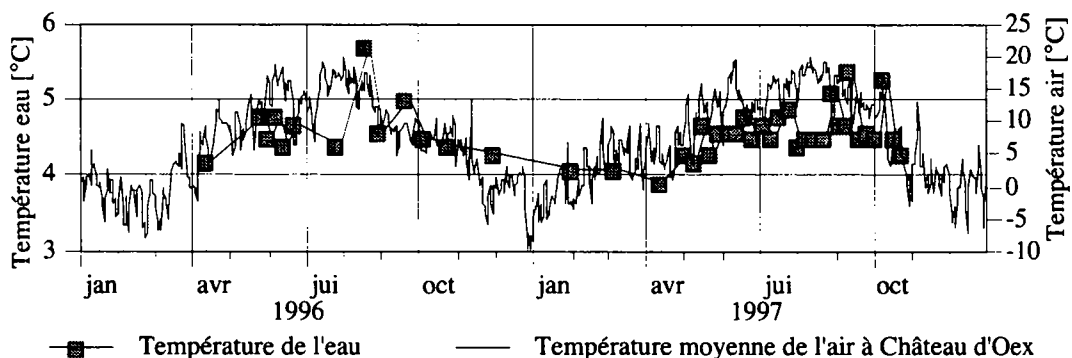


Figure 7.14: Température de l'eau de la source du Confluent inférieur et de l'air à Château d'Oex (ISM)

7.2.3. SYNTHÈSE

La plus grande partie des eaux de la source du Confluent provient de zones relativement profondes et n'est pas uniquement le résultat de recharges de l'aquifère quaternaire par des eaux

superficielles et météoriques comme on le pensait auparavant. L'aquifère quaternaire, secondaire, recueille des eaux provenant de la série du Conglomérat moyen. Plusieurs éléments permettent d'aboutir à cette conclusion:

- les températures montrent un cycle saisonnier extrêmement réduit;
- l'effet des crues induites par la fonte des neiges est encore visible au mois de juillet;
- les contaminations bactériologiques sont faibles malgré le pacage du bétail dans le bassin d'alimentation;
- les analyses d'un essai de traçage à l'uranine effectué par le bureau Norbert depuis l'alpage de Toumalay montrent deux arrivées de traceur. La première, observée le lendemain de l'essai, est liée à une infiltration superficielle depuis la rivière L'Eau Froide, colorée lors de l'essai. La seconde, observée 17 jours après l'essai, est beaucoup plus faible et pourrait être liée aux circulations dans la série du Conglomérat moyen. La vitesse de circulation dans l'aquifère du Conglomérat moyen serait donc d'approximativement 2 m/h. Des vitesses similaires (même ordre de grandeur) ont été obtenues dans un aquifère de ce type lors d'essais de traçage effectués dans le but d'étudier les sources de Plan Pérette et des Becques (respectivement 8 et 7 m/h) (Norbert, 1988).

Les infiltrations d'eaux superficielles à proximité de la source sont cependant indubitables et mises en relief par les contaminations bactériologiques probablement liées au pacage du bétail, ainsi que par les fluctuations rapides des débits (en été) et des températures de l'eau.

Les contaminations bactériologiques sont généralement très faibles. La présence de *E. coli* et des entérocoques est corrélée avec les températures de l'air et la présence du bétail. Elle est également corrélée avec la présence du bétail sur différents assemblages de pâturages. La présence des entérocoques est prépondérante en période de crue. *E. coli* est généralement isolée dans les eaux de cette source quand les teneurs en nitrates sont faibles. Les entérocoques sont généralement mis en évidence quand la température de l'eau est relativement élevée et en absence de neige sur le bassin versant sur les 20 jours précédents.

La présence des indicateurs de contamination n'est que rarement associée à celle de germes pathogènes et 2 échantillons sur les 17 prélevés en contenaient. La présence des *L. ivanovii* et *Y. frederiksenii* dans ces eaux semble cependant significativement corrélée avec les températures journalières moyennes calculées sur une période de 20 et 30 jours avant le prélèvement, ainsi qu'avec la présence du bétail sur le pâturage des Maulatreys, situé directement sur le captage. Les germes pathogènes sont généralement rencontrés dans les eaux en présence d'entérocoques. L'ajustement du modèle GLM a permis de sélectionner le facteur relatif à la présence du bétail dans le bassin d'alimentation.

7.3. SOURCE DU BRASSUS

La source du Brassus, qui jaillit dans le village du même nom, est utilisée pour l'alimentation en eau d'une partie de la population de la commune du Chenit, dans la vallée de Joux. Son bassin d'alimentation a été défini dans le cadre d'une étude en vue de l'établissement de zones de protection (GEOLEP, 1991). L'activité principale dans le bassin d'alimentation est essentiellement alpestre, avec 54 alpages répartis sur 68 km². Une description plus complète de la source peut être trouvée dans le chapitre "Le Brassus", page 29.

La vulnérabilité de ces eaux provenant d'un aquifère karstique a été confirmée par deux importantes contaminations par du purin en 1989 et 1991 (Parriaux et al., 1990; Parriaux et Mayoraz,

1990). Ces incidents ont été remarquablement suivis et documentés par de nombreuses analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées par le Laboratoire cantonal¹.

7.3.1. RÉPONSE BACTÉRIOLOGIQUE

7.3.1.1. GERMES INDICATEURS

Les résultats des analyses des indicateurs bactériologiques de pollution effectuées sur l'eau de la source du Brassus sont présentés sur la figure 7.15. Les statistiques descriptives concernant ces valeurs figurent dans le tableau 7.9.

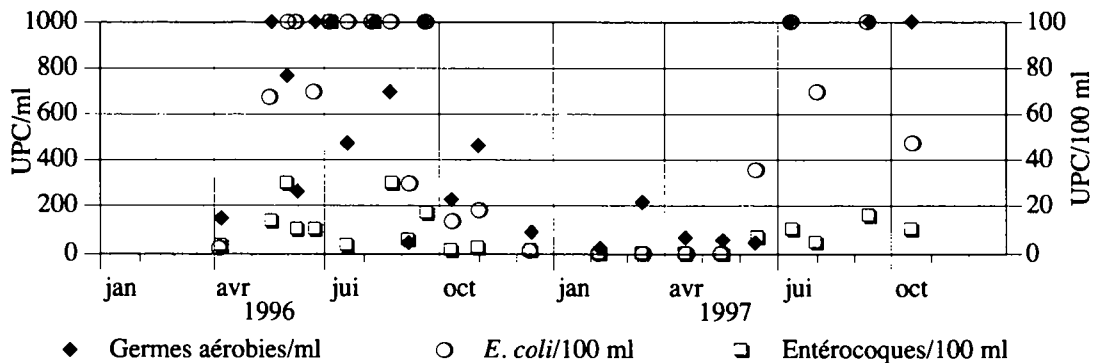


Figure 7.15: Résultats des analyses des indicateurs de pollution dans la source du Brassus. Les quantités de germes aérobies comptabilisées correspondent à l'échelle de gauche, alors que celles d'*E. coli* et des entérocoques correspondent à celle de droite.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Germes aérobies [UPC/ml]	470	108	1000	22
<i>E. coli</i> [UPC/100 ml]	68	8	100	23
Entérocoques [UPC/100 ml]	6	2	15	23

Tableau 7.9: Statistiques décrivant les indicateurs microbiologiques de contamination dans la source du Brassus

Les quantités d'indicateurs de contamination augmentent de manière importante entre mai et octobre, pendant la saison d'alpage. Elles diminuent ensuite de manière relativement rapide pour atteindre les valeurs minimales entre janvier et mai. Une légère hausse de germes aérobies est cependant observable au mois de mars 97. Une seule mesure ne suffit pas, en règle générale, pour marquer une tendance. Cependant, un phénomène similaire a été observé sur plusieurs sites lors de la fonte des neiges, si bien qu'il pourrait être révélateur. Les trois types d'indicateurs de contamination sont corrélés entre eux de manière significative.

Leur présence est étroitement liée aux pluies considérées sur des périodes allant de 3 à 20 jours avant l'échantillonnage. Elle est également corrélée avec les températures moyennes et minimales. Pour *E. coli*, les périodes à considérer varient entre 0 et 70 jours. Elles sont comprises entre 3 et 70 jours pour les entérocoques et entre 30 et 70 jours pour les germes aérobies. *E. coli* et entérocoques sont négativement corrélés avec la présence de neige (20 jours). Les germes aé-

1. La source du Brassus fait également partie d'un réseau d'observation échantillonné plusieurs fois par année depuis 1983

robies sont étroitement liés à la hauteur d'eau (et au débit).

Les indicateurs sont généralement mis en évidence quand l'eau présente de fortes teneurs en calcium et de faibles teneurs en chlorures. La présence d'*E.coli* est également corrélée avec une dureté totale et une alcalinité élevées.

7.3.1.2. GERMES PATHOGÈNES

7 échantillons sur les 18 prélevés ont permis l'isolation des germes pathogènes suivants (voir figure 7.16):

- *C. coli*;
- *C. jejuni*;
- *C. fetus*;
- *L. ivanovii* ;
- *L. monocytogenes*

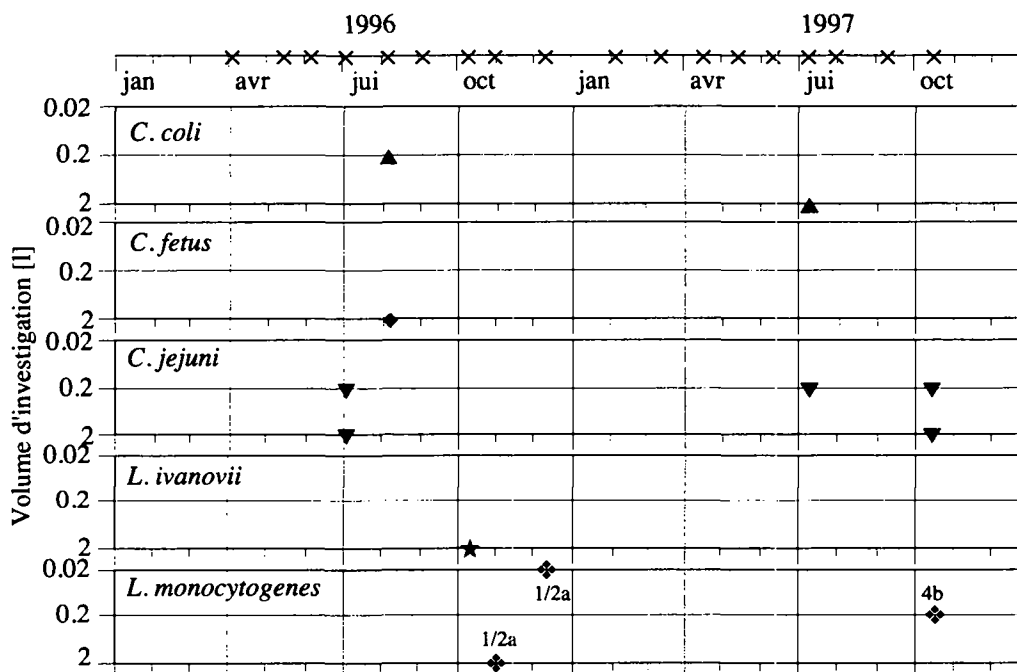


Figure 7.16: Résultat de la recherche de germes pathogènes dans la source du Brassus (IMUL). La piste du haut indique les dates des prélèvements (x) alors que les figurés sur les bandes du bas représentent, pour chacun des volumes investigués (0.02, 0.2 et 2 litres jusqu'à fin avril 1997, 0.2 et 2 litres ensuite), les échantillons qui contenaient une espèce pathogène.

Cela correspond à une probabilité comprise entre 18 et 64% de trouver des germes pathogènes dans ce site pour un seuil de confiance de 0.95. Pour chaque année étudiée, la première isolation de germes pathogènes a eu lieu plus d'un mois après le début de la saison d'estivage.

Les campylobacters ont été mis en évidence entre juillet et octobre, généralement par temps pluvieux (exception faite de l'échantillonnage du mois d'octobre 1997, prélevé par temps ensoleillé et froid). La présence de *C. fetus* est rare dans l'environnement et ce germe n'a jamais été isolé ailleurs que dans l'eau de la source du Brassus.

Les listerias ont été isolées entre octobre et décembre, soit beaucoup plus tard dans la saison. En décembre 1996, *L. monocytogenes* n'a été isolée que dans le volume de 20 ml. Son absence des volumes de 200 et 2000 ml reflète la faible quantité de germes présente dans ces eaux. Les listerias ont généralement été isolées par temps froid et sec, parfois en présence de gel (début novembre 1996) ou de neige sur la partie supérieure du bassin d'alimentation (10 à 15 cm dans la combe des Amburnex en décembre 1996). Leur survie semble donc bonne dans l'environnement, même lorsque les températures sont relativement froides.

7.3.1.2.1. CORRÉLATIONS

Les facteurs (explicatifs et représentatifs) montrant des corrélations (Spearman) significatives avec la présence des germes pathogènes (7/18) dans la source au seuil 0.05 sont présentés dans le tableau 7.10 (voir les résultats complets en annexe 4). Leur présence est corrélée avec les

Facteurs hydro-climatologiques		Paramètres physico-chimiques		Indicateurs	
+	Pluies (10)	+	Débit	+	Germes aérobies
+	Ruissellement				

Tableau 7.10: Corrélations (Spearman) significatives au seuil 0.05 entre différents facteurs et la présence de germes pathogènes dans la source du Brassus.

pluies considérées sur une période de 10 jours avant l'échantillonnage ainsi qu'avec une valeur de ruissellement élevée (Débit journalier/débit interannuel moyen). Elle est également logiquement liée aux débits calculés pour la source. Les pathogènes sont généralement isolés conjointement aux germes aérobies.

Le modèle GLM ajusté pour la source du Brassus ne contient que les pluies considérées sur une période de 10 jours avant l'échantillonnage**.

7.3.1.3. RÉPONSE PHYSICO-CHIMIQUE

Les statistiques descriptives des différents facteurs physico-chimiques mesurés sont présentées dans le tableau 7.11.

	Médiane	Quartile 1	Quartile 3	N données
Débits [l/min]	16'062	8'068	28'264	41
Température eau [°C]	5.9	5.8	6.0	40
Conductivité [μ S/cm]	320	298	347	40
Calcium [mg/l Ca]	64.8	62.1	69.3	17
Chlorures [mg/l Cl]	2.3	1.5	2.7	17
Nitrates [mg/l NO ₃]	2.1	1.9	2.8	17
Sulfates [mg/l SO ₄]	2.5	2.2	2.9	17

Tableau 7.11: Statistiques descriptives relatives aux données physico-chimiques dans la source du Brassus

Une des caractéristiques principales du karst est de permettre une recharge à deux composantes,

influencée par deux types de perméabilité. Les processus de karstification intenses développent une perméabilité importante permettant une infiltration rapide par le biais de gouffres, dolines.... Les parties moins karstifiées du massif rocheux permettent une infiltration beaucoup plus lente. Cette dualité caractéristique du karst entraîne une variabilité importante des vitesses de circulation, et influence également les différents paramètres physico-chimiques mesurés à la source.

Les variations des hauteurs d'eau correspondant à des fluctuations de débit comprises entre 3'800 et 64'000 l/min illustrent parfaitement ce phénomène (voir figure 7.17). Les conductivités

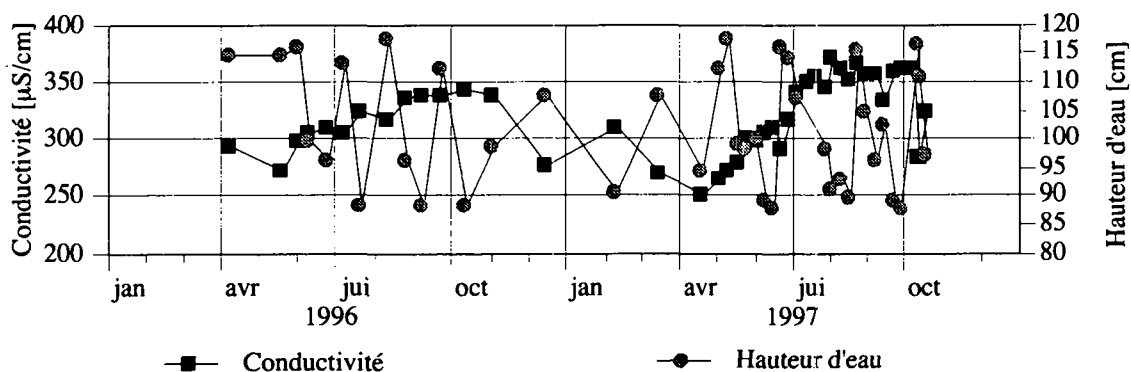


Figure 7.17: Conductivité et hauteur d'eau dans la source du Brassus

tés sont plus stables et suivent un cycle saisonnier. Elles augmentent dès les mois de mars-avril, après la fonte des neiges, pour atteindre les valeurs maximales entre juillet et octobre, durant la période de pacage du bétail. En raison de l'altitude relativement basse du bassin d'alimentation, une grande partie des importantes précipitations de novembre 1996 sont tombées sous forme de pluies et sont responsables des dilutions automnales observées. Dans le Pays d'Enhaut, par contre, elles sont principalement tombées sous forme de neige si bien qu'aucune dilution n'a pu être observée. Les pluies estivales engendrent des augmentations des hauteurs d'eau mesurées à la source, sans toutefois affecter les conductivités. Les eaux qui arrivent à la source sont principalement des eaux anciennes propulsées par un effet piston.

Les conditions hydroclimatologiques induisent également les variations des teneurs en chlorures, nitrates et sulfates (voir figure 7.18). Les concentrations les plus importantes sont observées

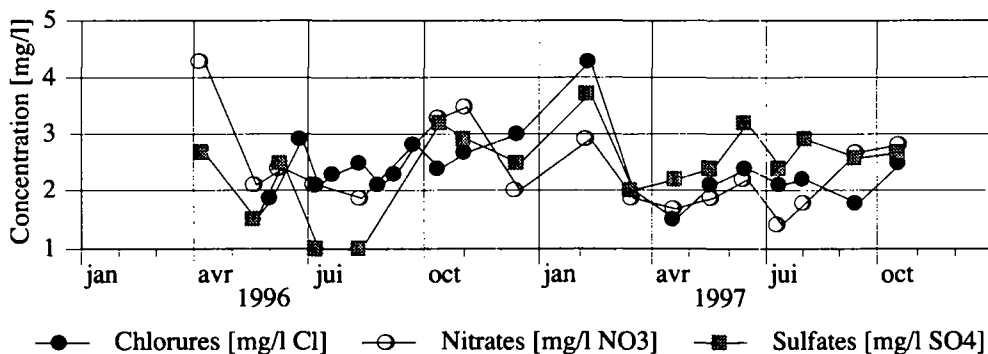


Figure 7.18: Chlorures, nitrates, sulfates dans l'eau de la source du Brassus

quand les hauteurs d'eau sont faibles à la source (octobre 96, février 97), donc quand les dilutions sont faibles. Leur évolution est cependant relativement différente de celle des conductivités. En effet, celles-ci varient en fonction d'un cycle global de l'eau et reflètent son temps de séjour dans le massif rocheux alors que les variations des teneurs en chlorures, nitrates et sulfates sont plus complexes. Elles sont non seulement fonction de la quantité, mais également de la qualité des eaux qui s'infiltrent.

Les températures varient entre 5.6 et 6.1°C et ne présentent pas de grandes fluctuations, probablement en raison de la prépondérance des circulations profondes assurant un certain débit de base (voir figure 7.19).

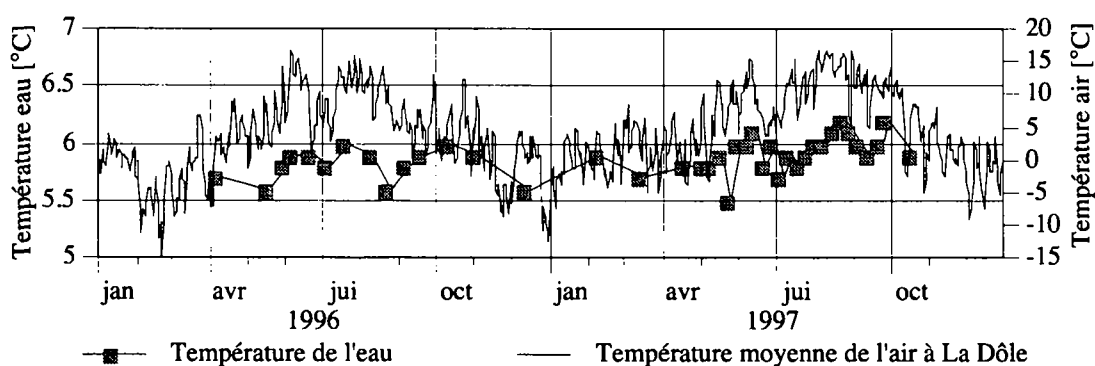


Figure 7.19: Température de l'eau de la source du Brassus et de l'air à La Dôle (ISM)

7.3.2. SYNTHÈSE

La dualité systémique de l'aquifère karstique induit une dynamique de fonctionnement complexe. Les réponses aux événements pluvieux sont extrêmement rapides dans ce type d'aquifère et entraînent de manière générale une diminution par dilution des teneurs en éléments chimiques provenant de la surface comme c'est le cas des nitrates, sulfates et chlorures. Leur origine est donc principalement endogène si bien que leur évolution donne également une image de la provenance des eaux qui arrivent à la source. On peut ainsi mettre en évidence un cycle hydrodynamique annuel dont la recharge est effective de manière prépondérante entre novembre et avril, soit durant les pluies automnales et la fonte des neiges. Cette recharge contribue à diluer les eaux de l'aquifère de manière importante alors que les pluies estivales n'induisent que des variations minimales des conductivités.

Un sous-sol de ce type ne permet pas l'épuration des eaux contaminées circulant dans les grands conduits (pas de filtration), si bien que les eaux souterraines y sont très vulnérables. Les circulations rapides empêchent également toute inactivation du contenu bactériologique durant son court parcours dans l'aquifère. Il n'est donc pas étonnant que les quantités de germes mesurées puissent être extrêmement importantes dans l'eau de la source durant la saison d'alpage. La présence des indicateurs est étroitement liée aux pluies et aux températures moyennes et minimales. *E. coli* et entérocoques sont également négativement corrélés avec la présence de neige sur le bassin d'alimentation. Les germes aérobies sont étroitement liés à la hauteur d'eau (et au débit).

Les indicateurs sont généralement mis en évidence quand l'eau présente de fortes teneurs en calcium et de faibles teneurs en chlorures. La présence d'*E. coli* est également corrélée avec une

dureté totale et une alcalinité élevées.

Les germes pathogènes ont été isolés entre juillet et décembre dans la source du Brassus. Les espèces rencontrées sont *C. jejuni*, *C. coli*, *C. fetus* (isolé dans aucun autre site que celui-ci), *L. monocytogenes* et *L. ivanovii*. Leur présence est corrélée avec les pluies considérées sur une période de 10 jours avant l'échantillonnage (seul facteur utilisé dans le GLM) ainsi qu'avec un ruissellement important. On trouve généralement les pathogènes en compagnie des germes aérobies, lorsque les débits sont importants. Ils sont donc généralement présents en nombre suffisamment important pour rester détectables lorsque les débits sont élevés. On peut notamment remarquer que plus de la moitié des détections (sur 7) ont été effectuées lorsque les débits étaient supérieurs à la moyenne (20'000 l/min). Une grande quantité de *C. jejuni* (présence dans 200 et 2000 ml) a été isolée en août 1996, alors que le débit à la source dépassait les 60'000 l/min. On peut en conclure que la concentration en germes pathogènes présents dans le bassin d'alimentation est suffisamment grande pour permettre une isolation, malgré les débits observés à la source.

8. SYNTHÈSE GÉNÉRALE SUR LA PRÉSENCE DES GERMES PATHOGENES DANS LES EAUX

La plupart des résultats concernant les tests d'isolation des bactéries pathogènes ont été présentés par site dans les chapitres précédents. Le but de ce chapitre est de présenter une récapitulation et une synthèse de tous les résultats obtenus, pour le réseau spatial comme pour le réseau temporel.

Ces résultats sont présentés en plusieurs parties:

- récapitulation des types de pathogènes isolés dans chacun des sites;
- comparaison de la présence des différentes espèces bactériennes en fonction du type d'eau considéré;
- comparaison des résultats obtenus pour les différents sites;
- évaluation des indicateurs.

8.1. TYPES DE PATHOGENES ISOLES

8.1.1. TYPES DE PATHOGENES ISOLES DANS CHACUN DES SITES ETUDIES

Les bactéries pathogènes trouvées dans les eaux des différents sites étudiés sont *Listeria*, *Campylobacter* et *Yersinia*. Les espèces isolées sont les suivantes:

- *C. jejuni*, *C. coli*, *C. fetus*
- *L. monocytogenes* (sv 1/2a, 1/2b, 4b), *L. ivanovii ivanovii* (sv 5)
- *Y. intermedia*, *Y. frederiksenii*, *Y. enterocolitica*, *Y. kristensenii*, *Y. pseudotuberculosis*.

Leur isolation effective dans les eaux de chacun des sites étudiés est figurée par un signe + dans le tableau synoptique ci-dessous (tableau 8.1).

Tous les sites investigués, sauf la source du Montant où 5 échantillons ont été prélevés, ont permis de mettre en évidence des germes pathogènes. Le nombre d'espèces isolées varie fortement en fonction du site dans lequel le prélèvement a été effectué et la moyenne observée est de 3 espèces par site. La plus grande diversité a été rencontrée dans les eaux de la source du Brassus, dans la rivière La Torneresse et dans le ruisseau de L'Eau Froide où 5 espèces ont été identifiées.

C. jejuni montre la meilleure répartition géographique, avec une présence sporadique vérifiée dans 11 sites, soit plus du 75% de ceux-ci (figure 8.1). *L. monocytogenes* est légèrement moins ubiquistes avec des isolations dans 9 sites sur les 14 investigués (8 pour le sérovar 1/2a, 4 pour 1/2b et 5 pour 4b). Le genre le plus rare est *Yersinia*, avec l'isolation de 5 espèces rencontrées sur 7 sites différents. Chaque espèce considérée a été mise en évidence dans 2 à 3 sites en moyenne. La plus ubiquiste parmi celles-ci est *Y. enterocolitica*, présente dans 4 sites différents, suivie de *Y. frederiksenii* (3 sites) et *Y. intermedia*, *kristensenii* et *Y. pseudotuberculosis* (1 site).

8. Synthèse générale sur la présence des germes pathogènes dans les eaux

	<i>C. jejuni</i>	<i>C. coli</i>	<i>C. fetus fetus</i>	<i>L. monocytogenes</i> 1/2a	<i>L. monocytogenes</i> 1/2b	<i>L. monocytogenes</i> 4b	<i>L. ivanovii</i> ivanovii 5	<i>Y. intermedia</i>	<i>Y. frederiksenii</i>	<i>Y. enterocolitica</i>	<i>Y. kristensenii</i>	<i>Y. pseudotuberculosis</i>	<i>Salmonella</i> spp	Nbre d'espèces trouvées
Clos Ister	+	+	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	4
Ruisseau	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	3
La Torneresse	+	+	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	5
Confluent	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	2
L'Eau Froide	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	3
Brassus	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	5
Pré de Bière	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	5
Bret	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	3
Moulinet	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	1
Feurtille	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Covatanne	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	4
L'Armon	+	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	3
Montant	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
La Colline	+	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	3
Nbre sites positifs	11	7	1	8	4	5	5	1	3	4	1	1	0	

Tableau 8.1: Bactéries trouvées pour chacun des sites (+: bactérie isolée au moins une fois dans les eaux de ce site; -: bactérie jamais isolée dans les eaux de ce site; gris foncé: source; gris clair: rivière; blanc: lac)

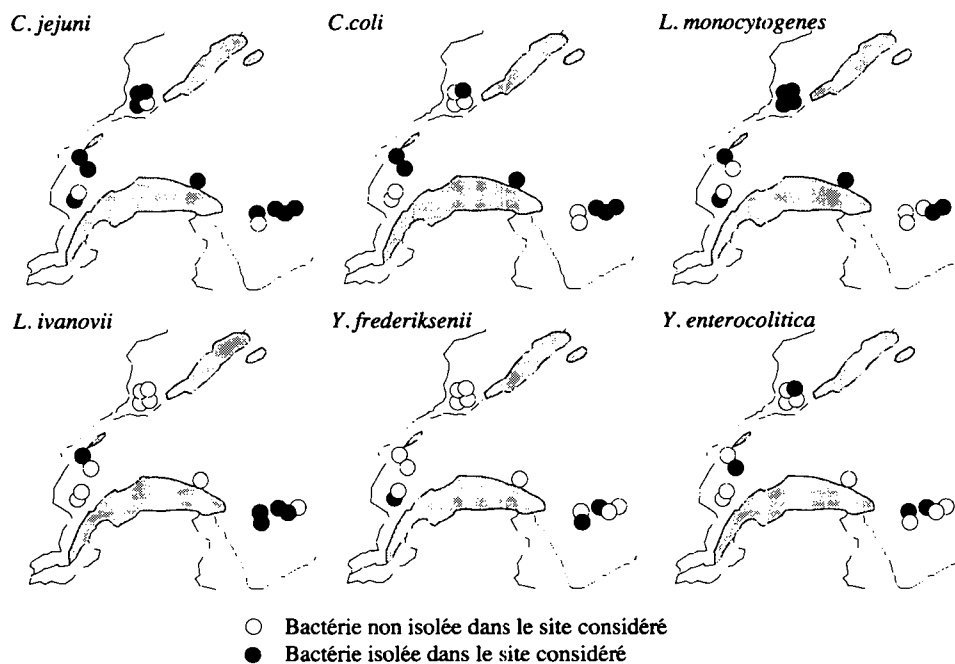


Figure 8.1: Répartition géographique des différentes espèces trouvées (représentation uniquement si la bactérie a été isolée dans plus d'un site)

La répartition des campylobacters et de *L. monocytogenes* ne semble pas circonscrite à une zone géographique limitée. Le portage de ces germes devrait donc exister dans toutes les régions étudiées. La présence de salmonelles n'a pas pu être démontrée dans les sites investigués.

8.1.2. FRÉQUENCE DES ISOLATIONS

Les pourcentages d'échantillons positifs sont présentés par site et par espèce dans le tableau 8.2 (voir le nombre d'échantillons positifs par rapport au nombre d'échantillons prélevés en annexe 5). Globalement, les plus forts pourcentages d'échantillons positifs ont été rencontrés dans le lac (100%), puis dans les rivières (46%) et les sources (33%), avec une moyenne générale de 45% lors de la campagne des années 1996-1997. Plusieurs germes montrent une augmentation du pourcentage d'échantillons positifs en fonction de l'origine de l'eau: source, rivière ou lac considérés dans cet ordre. Les exceptions sont:

- *C. fetus*, qui n'a été isolé qu'à une reprise dans l'eau de la source du Brassus;
- *L. ivanovii* qui présente une tendance inverse, avec les plus forts pourcentages d'échantillons positifs dans les sources, puis dans les rivières (pas isolée dans le lac);
- *L. monocytogenes* 4b avec 6% d'échantillons positifs pour le lac, 8% dans les rivières et 8% dans les sources;
- les yersinias qui n'ont pas été isolées dans l'eau du lac.

	Réseau temporel								Réseau spatial					Sources	Rivières	Lac	Global	
	Clos Ister	Ruisseau	La Tomeresse	Confluent	L'Eau Froide	Brassus	Pré de Bière	Bret	Moulinet	Feurtille	Covatianne	L'Arnon	Montant					La Colline
<i>C. jejuni</i>	14	29	6	0	12	17	22	56	0	40	40	60	0	20	11	22	56	20
<i>C. coli</i>	3	8	6	0	0	11	17	56	0	0	20	0	0	0	5	7	56	10
<i>C. fetus</i>	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>L. ivanovii</i>	14	0	6	6	18	6	0	0	0	0	0	0	0	0	8	4	0	6
<i>L. monocytogenes spp.</i>	16	33	0	0	0	17	0	33	40	60	20	20	0	40	14	15	33	16
<i>L. monocytogenes</i> 1/2a	3	13	0	0	0	11	0	22	20	40	0	20	0	20	5	8	22	8
<i>L. monocytogenes</i> 1/2b	0	0	0	0	0	0	0	11	0	20	20	0	0	20	1	2	11	3
<i>L. monocytogenes</i> 4b	14	29	0	0	0	6	0	6	20	0	0	0	0	0	8	8	6	8
<i>Y. intermedia</i>	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	1	0	1
<i>Y. frederiksenii</i>	0		6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	1	3	0	2
<i>Y. enterocolitica</i>	0		6	0	12	0	6	0	0	0	20	0	0	0	1	6	0	3
<i>Y. kristensenii</i>	0		0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Y. pseudotuberculosis</i>	0		0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Salmonella spp.</i>	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sources	38			12		39			40		80		0	33				
Rivières		50	29		35		50			80		80		40		46		
Lac								100									100	
Global		50	29		35		50	100		80		80		40				45

Tableau 8.2: Pourcentage d'échantillons positifs en fonction du type de pathogène et du lieu d'échantillonnage (gris foncé: source; gris clair: rivière; blanc: lac)

8. Synthèse générale sur la présence des germes pathogènes dans les eaux

Les pourcentages d'échantillons positifs dans les sources varient entre 0% (Montant) et 80% (Covatanne). Il est très probable que ces résultats présentent des valeurs extrêmes en raison du faible nombre de prélèvements (5). Les sources du réseau temporel (entre 17 et 37 échantillonnages) montrent des pourcentages d'échantillons positifs compris entre 12% (Confluent) et 39% (Brassus).

Les pourcentages d'échantillons positifs dans les rivières oscillent entre 29% (La Torneresse) et 80% (L'Arnon et Feurtille).

8.1.3. INFLUENCE DU VOLUME DE L'ÉCHANTILLON

Les recherches de listerias et campylobacters ont été effectuées dans des volumes d'eau équivalents à 20, 200 et 2000 ml. Le but de l'analyse de ces différents volumes est de pouvoir apprécier la présence des bactéries de manière semi-quantitative. Le tableau 8.3 donne le nombre d'échantillons investigués (n) durant la campagne 1996-1997 et le nombre d'échantillons positifs (+). Peu d'échantillons de 20 ml se sont révélés positifs pour l'une ou l'autre des bactéries

Bactéries	Volume [ml]																	
	n	+	Clos Ister	Ruisseau	La Torneresse	Confluent	L'Eau Froide	Brassus	Pré de Bière	Bret	Moulinet	Feurtille	Covatanne	L'Arnon	Montant	La Colline	Total	
<i>Campylobacter spp.</i>	20	n	11		11	11	11	12	12	12	4	4	4	4	4	4	104	
		+							1	5					1		7	
	200	n	37	24	17	17	17	18	18	18	5	5	5	5	5	5	5	196
		+	1	3			1	4	2	16			1	1			1	30
	2000	n	37	24	17	17	17	18	18	18	5	5	5	5	5	5	5	196
		+	5	7	2		1	4	7	18		2	3	3				52
<i>Listeria spp.</i>	20	n	11		11	11	11	12	12	12	4	4	4	4	4	4	104	
		+						1									1	
	200	n	37	24	17	17	17	18	18	18	5	5	5	5	5	5	5	196
		+	2	2				1				1		1				7
	2000	n	37	24	17	17	17	18	18	18	5	5	5	5	5	5	5	196
		+	10	9	1	1	3	2		6	2	3	1	1			2	41

Tableau 8.3: Représentation du nombre d'échantillons positifs par rapport aux nombres totaux d'échantillons en fonction du genre de bactérie et du lieu d'échantillonnage (n: nombre total d'échantillon; +: nombre d'échantillons positifs; gris foncé: source; gris clair: rivière; blanc: lac).

recherchées (7 pour *Campylobacter* et 1 pour *Listeria*), si bien que ce volume a été abandonné dès le début mai 1997.

Les pourcentages d'échantillons positifs pour la totalité des sites en fonction des différents volumes investigués sont présentés dans la figure 8.2. Le graphe montre la prédominance de *Campylobacter* par rapport à *Listeria*, ainsi qu'une répartition légèrement différente en fonction du volume d'eau analysé pour ces deux germes. En effet, le nombre d'échantillons ayant permis l'isolation de *Listeria* est proportionnellement plus faible dans les volumes de 200 et 20 ml par rapport à *Campylobacter*.

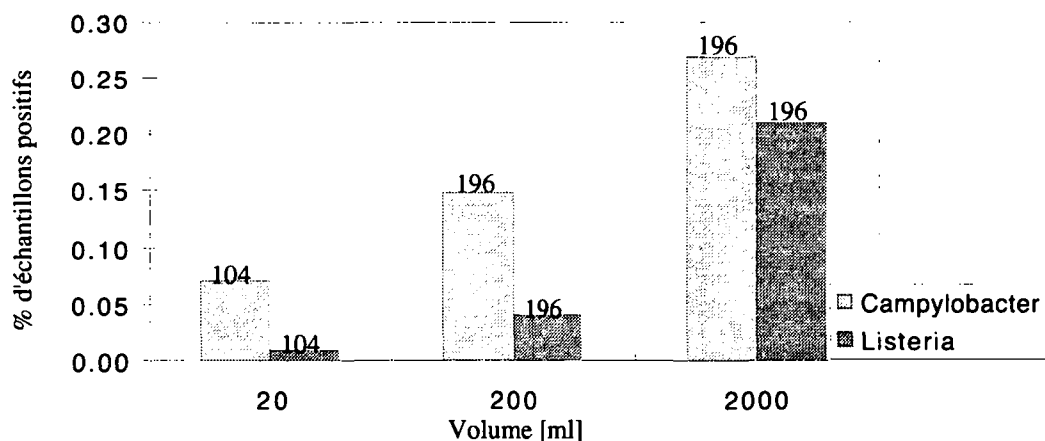


Figure 8.2: Pourcentage d'échantillons positifs en fonction du volume d'échantillonnage et nombre d'échantillons prélevés.

8.2. PRÉSENCE DES PATHOGÈNES EN FONCTION DU TYPE D'EAU

8.2.1. *C. JEJUNI*

8.2.1.1. ISOLATIONS

Le pourcentage d'échantillons ayant révélé la présence de *C. jejuni* par rapport au nombre total d'échantillons prélevés est globalement plus important dans les eaux de surface (lac: 56%, rivières: 22%) que dans les eaux de source (11%). Les eaux prélevées dans les sources du Confluent, du Moulinet et du Montant, n'ont pas permis leur mise en évidence. Dans la source de Covatanne, par contre, 40% des échantillons contenaient *C. jejuni*. Les eaux de rivière présentent parfois des pourcentages d'échantillons positifs extrêmement bas avec 6% dans la rivière La Torneresse ou très élevés avec 40% dans la perte de la Feurtille et la rivière L'Arnon.

8.2.1.2. FACTEURS EXPLICATIFS

Des essais de corrélation (Spearman) ont été effectués entre la présence de *C. jejuni* dans les rivières ou dans les eaux souterraines et différents facteurs explicatifs et représentatifs. Les facteurs significativement corrélés au seuil 0.05 sont présentés dans le tableau 8.4 (voir les résultats complets en annexe 4). Les facteurs hydroclimatologiques permettant leur présence dans les eaux de surface sont les hauteurs de pluies la veille de l'échantillonnage alors que pour les eaux souterraines, il est nécessaire de considérer des périodes plus étendues (1, 10, 13, 15 et 20 jours). Cela met en évidence d'une part la rapidité de la réponse dans les sources et rivières et d'autre part la rémanence de ce vecteur durant quelques jours dans les sources. Dans les eaux de rivière, la présence de *C. jejuni* est corrélée avec les températures journalières minimales de l'air sur des périodes de 1 et 10 jours avant l'échantillonnage. L'importance de l'intrant polluant en tant que facteur explicatif de la présence de *C. jejuni* (agriculture, STEP) n'a pu être vérifiée ni pour les eaux souterraines, ni pour les eaux de rivière.

La présence de ces germes est corrélée avec celle des indicateurs de contamination bactériologiques, pour les eaux de rivière comme pour les eaux souterraines. Ces derniers sont généralement isolés en quantités plus importantes durant la saison estivale (voir La Torneresse, L'Eau

8. Synthèse générale sur la présence des germes pathogènes dans les eaux

Type	Rivières (20/91)		Eaux souterraines (10/87)	
	Signe corrélation	Facteur corrélé	Signe corrélation	Facteur corrélé
HC	+	Pluies (1 jour) T min (1, 10 jours)	+	Pluies (1, 10, 13, 15, 20 jours)
IP		n.s.		n.s.
I	+	Germes aérobies <i>E. coli</i> Entérocoques	+	Germes aérobies <i>E. coli</i> Entérocoques
PC	+	Température eau		n.s.

Tableau 8.4: Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de *C. jejuni* dans les rivières et les eaux souterraines au seuil 0.05 (Spearman)

Froide et Pré de Bière), et il est fort probable qu'une relation puisse exister entre la présence de *C. jejuni* et l'intrant pollutif, même si elle n'a pu être mise en évidence.

C. jejuni est généralement rencontrée dans des eaux de surface relativement chaudes. Le fait que les corrélations avec les températures de l'air et de l'eau ne soient significatives que pour les eaux de surface montre l'importance du facteur température pour la survie de ces germes dans la biosphère sensible au lessivage.

Le modèle GLM ajusté pour expliquer la présence de *C. jejuni* dans les eaux de rivière tient compte des températures minimales la veille de l'échantillonnage et moyennes sur les 70 jours précédents, ainsi que de la présence de neige. Pour les eaux souterraines, il inclut les pluies sur les 10 jours précédents, mais également les températures moyennes le jour de l'échantillonnage (-), la présence de neige sur le bassin d'alimentation durant les 5 jours (-) précédents et la température minimale. On peut donc remarquer que le vecteur pluie est moins significatif pour les eaux de rivière. D'autre part, on constate également que les température deviennent un facteur explicatif important après l'ajustement des pluies pour le modèle des eaux souterraines.

8.2.2. *C. COLI*

8.2.2.1. ISOLATIONS

Les isolations de *C. coli* sont plus rares que celles de *C. jejuni*, avec en moyenne 5% d'échantillons positifs dans les sources, 7% dans les rivières et 56% dans le lac. Si les pourcentages d'échantillons positifs sont similaires à ceux des *C. jejuni* dans le lac de Bret, ils sont relativement plus faibles dans les sources et rivières. La présence de *C. coli* n'a pu être confirmée que dans la moitié des sources et rivières investiguées. Le lac mis à part, les pourcentages d'échantillons positifs les plus forts ont été isolés dans la source de Covatanne (20%) et le ruisseau du Pré de Bière (17%).

8.2.2.2. FACTEURS EXPLICATIFS

Aucun des essais de corrélation (Spearman) effectués entre la présence de *C. coli* dans les rivières ou dans les eaux souterraines et les différents facteurs explicatifs et représentatifs testés ne

s'est révélé significatif au seuil 0.05 (voir les résultats complets en annexe 4).

Aucun modèle GLM n'a pu être ajusté avec les facteurs explicatifs testés, ni pour les eaux de rivière, ni pour les eaux de surface.

8.2.3. *C. FETUS*

8.2.3.1. ISOLATION

C. fetus n'a été isolé que dans la source du Brassus et à une seule reprise durant la campagne d'échantillonnage 1996-1997. Il a été découvert dans la source du Brassus le 12.8.96, après de gros orages (19.4 mm la veille et 48.6 mm le jour avant). La température moyenne journalière à la Dôle était de 6°C (maximum 9.4, minimum 4.9°C) et celle de l'eau de 5.9°C. Les indicateurs bactériologiques étaient nombreux avec plus de 1000 germes aérobies par ml, plus de 100 *E. coli* dans 100 ml, et plus de 100 entérocoques par 100 ml.

La présence de *C. fetus* est beaucoup plus rare dans les milieux aquatiques que celle de *C. jejuni*, probablement en raison d'une moins bonne persistance dans l'environnement en général et dans les milieux aquatiques en particulier. Il est également probable que le portage par le bétail soit plus rare.

8.2.4. *L. IVANOVII*

8.2.4.1. ISOLATIONS

Les pourcentages d'échantillons qui ont révélé la présence de *L. ivanovii* sont globalement plus importants pour les sources (8%) que pour les eaux de surface (rivières: 4%; lac: 0%). Ce germe a été isolé dans trois sources avec des pourcentages variant entre 6 et 14%, et dans deux rivières avec des pourcentages variant entre 6 et 18%. Les variations importantes observées d'un site à l'autre ne permettent pas d'en déduire que cette bactérie survit aussi bien dans les eaux souterraines que dans les eaux de surface (mais pas dans le lac investigué).

La présence de *L. ivanovii* dans la source du Clos Ister (qui n'a pu être mise en évidence dans le ruisseau du même nom) pourrait illustrer la faculté de se développer dans le milieu souterrain, éventuellement sous forme de biofilms.

8.2.4.2. FACTEURS EXPLICATIFS

Les différents facteurs explicatifs et représentatifs significativement corrélés avec la présence de *L. ivanovii* dans les rivières et les eaux souterraines sont présentés dans le tableau 8.5 (voir les résultats complets en annexe 4). Les résultats montrent des corrélations significatives avec les températures journalières moyenne et minimale de l'air pour les eaux de rivière et les eaux souterraines. Les périodes à considérer pour les eaux souterraines sont sensiblement plus grandes que pour les eaux de surface et mettent en évidence le retard induit par les circulations souterraines.

La présence de *L. ivanovii* est également corrélée avec celle de *E. coli* dans les eaux de rivière et celle des entérocoques dans les eaux souterraines.

Dans les eaux de surface, plusieurs paramètres physico-chimiques sont significativement et né-

Type	Rivières (4/91)		Eaux souterraines (7/87)	
	Signe corrélation	Facteur corrélé	Signe corrélation	Facteur corrélé
HC	+	Tmoy (0, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50 jours) T min (3, 5, 10, 15, 20, 30 jours)	+	Tmoy (10, 15, 20, 30, 40, 50, 60, 70 jours) Tmin (20, 30, 40, 60, 70 jours)
IP		n.s.		n.s.
I	+	<i>E. coli</i>	+	Entérocoques
PC	-	Conductivité Dureté totale Alcalinité Calcium Nitrates		n.s.

Tableau 8.5: Facteurs explicatifs et représentatifs corrélés significativement avec la présence de *L. ivanovii* dans les rivières et les eaux souterraines au seuil 0.05 (Spearman)

gativement corrélés avec la présence de *L. ivanovii*. Il s'agit de la conductivité, de la dureté totale, de l'alcalinité, du calcium et des nitrates. Les conductivités sont étroitement liées au facteur de dilution induit par la fonte des neiges. Elles montrent des évolutions annuelles similaires pour les différents sites investigués, avec des minima entre avril et juin, légèrement décalés en fonction de la position géographique (lieu et altitude) (voir figure 8.3). Ainsi, les valeurs mini-

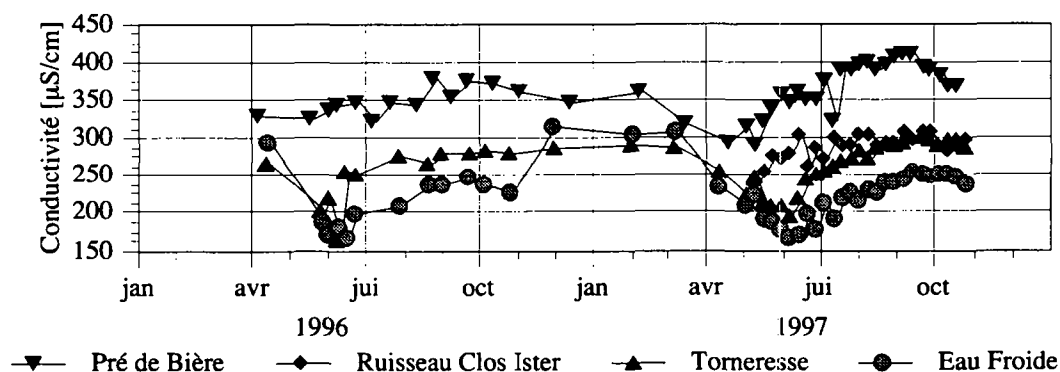


Figure 8.3: Evolution des conductivités dans les différentes rivières du réseau temporel

males sont atteintes plus tôt au printemps dans le ruisseau du Clos Ister et celui du Pré de Bière, en raison d'une fonte des neiges plus précoces à l'échelle du bassin d'alimentation. Les conductivités sont les plus élevées entre juillet et mars avec parfois de légères baisses en octobre.

8.2.5. L. MONOCYTOGENES 1/2A

8.2.5.1. ISOLATIONS

Les pourcentages d'échantillons ayant permis l'isolation de *L. monocytogenes* 1/2a varient en fonction du type d'eau considérée. Le pourcentage d'échantillon positif est en moyenne de 5% pour les sources, 8% pour les rivières et 22 % pour le lac. Les pourcentages d'échantillons positifs dans les sources varient de 0 à 20%. Les pourcentages d'échantillons positifs dans les rivières varient entre 0 et 40%.

8.2.5.2. FACTEURS EXPLICATIFS

Les différents facteurs explicatifs et représentatifs significativement corrélés avec la présence de *L. monocytogenes* 1/2a dans les rivières et dans les eaux souterraines sont présentés dans le tableau 8.6 (voir les résultats complets en annexe 4). Leur présence dans les eaux de surface comme dans les eaux souterraines semble liée à des conditions hydroclimatologiques froides et sèches en raison:

- d'une corrélation positive avec la présence de neige sur le bassin d'alimentation le jour de l'échantillonnage (rivières) et le nombre de jour avec neige sur les 5 (rivières) et 20 (sources) jours qui précèdent l'échantillonnage;
- d'une corrélation négative avec la température journalière moyenne de l'air considérée le jour de l'échantillonnage et jusqu'à une période de 20 jours avant l'échantillonnage, ainsi qu'avec la température journalière minimale sur une période de 3 jours avant l'échantillonnage pour les eaux souterraines;
- d'une corrélation négative avec les pluies sur des périodes de 3 et 15 jours avant le prélèvement pour les eaux de surface. En hiver, les pluies sont réduites en raison de la part importante des précipitations qui tombent sous forme de neige.

Type	Rivières (7/91)		Eaux souterraines (4/87)	
	Signe corrélation	Facteur corrélé	Signe corrélation	Facteur corrélé
HC	- +	Pluies (3, 15 jours) Neige (0, 5 jours)	+ - -	Neige (20 jours) T moy (0, 1, 3, 5, 10, 15, 20 j.) T min (3 j.)
IP		n.s.		n.s.
I		n.s.		n.s.
PC	+ + +	Conductivité Dureté totale Alcalinité		n.s.

Tableau 8.6: Facteurs explicatifs (HC: hydroclimatologiques; IP: intrant pollutif) et représentatifs (I: Indicateurs; PC: physico-chimiques) corrélés significativement avec la présence de *L. monocytogenes* 1/2a dans les rivières et les eaux souterraines au seuil 0.05 (Spearman)

Leur présence n'est pas corrélée avec celle des indicateurs bactériologiques de pollution. Dans les eaux de surface, ces germes sont généralement mis en évidence quand les conductivités, la dureté totale et l'alcalinité sont élevées. Les conductivités, présentées sur la figure 8.3 montrent

les valeurs les plus hautes entre novembre et mars (L'Eau Froide) et août et septembre (Pré de Bière, ruisseau du Clos Ister et La Torneresse).

8.2.6. *L. MONOCYTOGENES* 1/2B

8.2.6.1. ISOLATIONS

Les isolations de ce germe sont rares de manière générale, avec des pourcentages d'échantillons positifs de 1% pour les sources, 2% pour les rivières et 11 % pour le lac. Ce germe n'a été que rarement mis en évidence dans les eaux souterraines. Une seule isolation a été possible dans la source de la Covatanne (1/5); il n'a jamais été trouvé dans la rivière qui participe en partie à sa recharge. *L. monocytogenes* 1/2b n'a jamais été isolée des rivières du réseau temporel. Elle a par contre été trouvée dans la rivière La Colline, qui recueille les effluents de la station d'épuration de St-Cergue, ainsi que dans la Feurtille.

8.2.6.2. FACTEURS EXPLICATIFS

Une seule *L. monocytogenes* 1/2b a été isolée des eaux souterraines si bien que les tests statistiques en vue de la détermination des facteurs explicatifs ne peuvent être effectués. *L. monocytogenes* n'a été isolée qu'à deux reprises dans les eaux de surface. Des essais de corrélation entre sa présence et les différents facteurs ont néanmoins été tentés. L'interprétation de ces résultats demande cependant une prudence particulière. Les paramètres et facteurs significativement corrélés au seuil 0.05 sont présentés dans le tableau 8.7 (voir les résultats complets en annexe 4).

Type	Rivières (2/91)		Eaux souterraines (1/87)	
	Signe corrélation	Facteur corrélé	Signe corrélation	Facteur corrélé
HC		n.s.		inexploitable
IP		n.s.		inexploitable
I		n.s.		inexploitable
PC	+	Conductivité		inexploitable
	+	Dureté totale		
	+	Alcalinité		
	+	Calcium		

Tableau 8.7: Facteurs explicatifs (HC, IP) et représentatifs (I, PC) corrélés significativement avec la présence de *L. monocytogenes* 1/2b dans les rivières et les eaux souterraines au seuil 0.05 (Spearman)

La présence de *L. monocytogenes* 1/2b dans les eaux de surface semble être plus fréquente quand la conductivité, la dureté totale, l'alcalinité, ainsi que les teneurs en calcium sont élevées. Ces paramètres physico-chimiques présentent des valeurs maximales entre novembre et mars (L'Eau Froide) et août et septembre (Pré de Bière, ruisseau du Clos Ister et La Torneresse) pour les eaux de surface. Les rivières ayant permis leur isolation devraient montrer un comportement identique à celui du Pré de Bière (milieu similaire, altitude légèrement plus basse). Si *L. monocytogenes* 1/2b a effectivement été isolée en septembre dans la rivière Feurtille, elle a également été isolée en avril dans la rivière La Colline. Il convient donc de considérer ces résultats avec toute la prudence nécessaire.

8.2.7. L. MONOCYTOGENES 4B

8.2.7.1. ISOLATIONS

Les pourcentages d'échantillons ayant permis l'isolation de *L. monocytogenes* 4b par rapport au nombre total d'échantillons prélevés sont relativement similaires pour les eaux des sources, des rivières et du lac avec respectivement 8, 8 et 6%. Ces germes ont été trouvés dans les sources du Clos Ister (14%), du Brassus (6%) du Moulinet (20%). Ils ont également été isolés de 29% des prélèvements effectués dans les eaux du ruisseau du Clos Ister.

8.2.7.2. FACTEURS EXPLICATIFS

Les différents facteurs explicatifs et représentatifs significativement corrélés avec la présence de *L. monocytogenes* 4b dans les rivières ou dans les eaux souterraines sont présentés dans le tableau 8.8 (voir les résultats complets en annexe 4). Dans les eaux de surface, sa présence est corrélée avec les pluies journalières considérées sur des périodes allant de 10 à 15 jours avant l'échantillonnage. Elle est également corrélée avec les pluies pour les eaux souterraines mais les périodes à considérer sont comprises entre 5 et 20 jours avant le prélèvement. Dans les eaux souterraines, la présence de *L. monocytogenes* 4b est également liée aux températures minimales sur des périodes de 20 et 30 jours avant l'échantillonnage.

La présence de ces germes est également corrélée avec celle des indicateurs de pollution dans les eaux de surface comme dans les eaux souterraines. Elle est prépondérante quand les duretés totales augmentent pour les eaux souterraines.

Type	Rivières (7/91)		Eaux souterraines (7/87)	
	Signe corrélation	Facteur corrélé	Signe corrélation	Facteur corrélé
HC	+	Pluies (10, 13, 15, jours]	+ +	Pluies (5, 7, 10, 13, 15, 20 j.) Tmin (20, 30 j.)
IP		n.s.		n.s.
I	+ + +	Germes aérobies <i>E. coli</i> Entérocoques	+ +	Germes aérobies <i>E. coli</i> Entérocoques
PC		n.s.		Dureté totale

Tableau 8.8: Facteurs explicatifs (HC: hydroclimatologiques; IP: intrant pollutif) et représentatifs (I: Indicateurs; PC: physico-chimiques) corrélés significativement avec la présence de *L. monocytogenes* 4b dans les rivières et les eaux souterraines au seuil 0.05 (Spearman)

8.2.8. YERSINIAS

8.2.8.1. ISOLATIONS

Les isolations de *Yersinia* sont généralement rares et les pourcentages d'échantillons positifs varient entre 0 et 1% pour les sources, et 0 et 6% pour les rivières. Elles n'ont jamais été isolées dans le lac. Les seules yersinias isolées à plusieurs reprises sont *Y. enterocolitica* (5/152) et *Y. frederiksenii* (3/152). Les autres espèces n'ont été trouvées qu'à une seule reprise.

Il s'agit de:

- *Y. intermedia* dans la rivière L'Arnon, qui recueille les effluents de la station d'épuration de Ste-Croix;
- *Y. kristensenii*, et
- *Y. pseudotuberculosis*, toutes deux dans le ruisseau du Pré de Bière.

Y. enterocolitica est la plus commune des yersinias isolées dans les eaux du réseau d'échantillonnage. Le pourcentage d'échantillons positifs est de 1% pour les sources étudiées (une seule isolation dans la source de Covatanne, pas d'isolation dans les sources du réseau temporel). Elle a été isolée dans 6% des échantillons prélevés dans les rivières. Sa présence a été confirmée dans 6 à 12% des échantillons provenant des rivières du réseau temporel (sa présence n'a pas été recherchée dans l'eau du ruisseau du Clos Ister).

Y. frederiksenii a été isolée dans deux rivières (La Torneresse et La Colline) et une source (Confluent). La rivière La Torneresse et la source du Confluent font partie du réseau temporel. Elles n'ont montré que peu de contamination par les germes pathogènes au long de la campagne d'échantillonnage.

8.2.8.2. FACTEURS EXPLICATIFS

Y. enterocolitica a été isolée à cinq reprises dont quatre fois dans les eaux de surface. Les paramètres significativement corrélés avec sa présence sont présentés dans le tableau 8.9. La pré-

Type	Rivières (4/91)		Eaux souterraines (1/87)	
	Signe corrélation	Facteur corrélé	Signe corrélation	Facteur corrélé
HC		-		inexploitable
IP		-		inexploitable
I		-		inexploitable
PC	- - -	Conductivité Dureté totale Alcalinité		inexploitable

Tableau 8.9: Facteurs explicatifs (HC: hydroclimatologiques; IP: intrant pollutif) et représentatifs (I: Indicateurs; PC: physico-chimiques) corrélés significativement avec la présence de *Y. enterocolitica* dans les rivières et les eaux souterraines au seuil 0.05 (Spearman)

sence de *Y. enterocolitica* dans les rivières ne peut être expliquée par aucun des facteurs potentiellement explicatifs testés. Elle n'est pas corrélée non plus avec la présence d'indicateurs de pollution. Par contre, plusieurs paramètres physico-chimiques sont significativement mais négativement corrélés avec la présence de *Y. enterocolitica* dans les eaux de surface. Il s'agit de la conductivité, de la dureté totale et de l'alcalinité. Ces paramètres varient de manière similaire et présentent les valeurs minimales entre avril et juin.

Y. intermedia, *Y. kristensenii* et *Y. pseudotuberculosis* n'ont été isolées qu'à une seule occasion si bien qu'aucun test statistique n'a été effectué.

Y. frederiksenii a été isolée à trois reprises et des essais de corrélation entre sa présence dans les rivières et différents paramètres ont été tentés (tableau 8.10). Ce germe n'est corrélé de manière

Type	Rivières (2/91)		Eaux souterraines (1/87)	
	Signe corrélation	Facteur corrélé	Signe corrélation	Facteur corrélé
HC		n.s.		inexploitable
IP		n.s.		inexploitable
I		n.s.		inexploitable
PC	-	Calcium		inexploitable

Tableau 8.10: Facteurs explicatifs (HC: hydroclimatologiques; IP: intrant pollutif) et représentatifs (I: Indicateurs; PC: physico-chimiques) corrélés significativement avec la présence de *Y. frederiksenii* dans les rivières et les eaux souterraines au seuil 0.05 (Spearman)

significative qu'avec les teneurs en calcium (négativement). Cette corrélation est à considérer avec beaucoup de prudence en raison du faible nombre d'échantillons positifs. L'évolution des teneurs en calcium dans les rivières est présentée dans la figure 8.4. Les valeurs minimales y

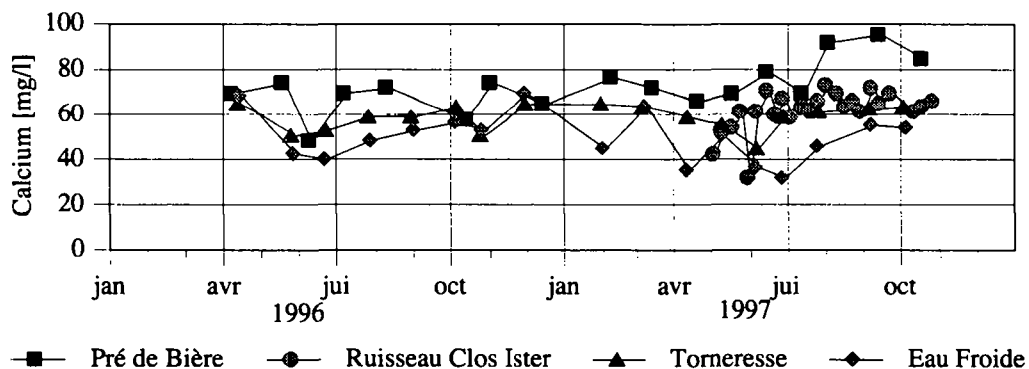


Figure 8.4: Evolution des teneurs en calcium dans les différentes rivières échantillonnées

sont observées entre avril et juin et des diminutions sont également visibles durant la période hivernale. Ce germe a été trouvé en janvier dans La Colline et en juin dans La Torneresse.

8.2.9. SYNTHÈSE

Les différents pathogènes testés montrent un comportement relativement différent en fonction de l'espèce, voire du sérotype considéré.

L'espèce la plus fréquemment mise en évidence dans les sites échantillonnées est *C. jejuni*. Elle a été isolée de 75% des sites investigués, avec un pourcentage d'échantillons positifs moyen de 11% pour les sources, 22% pour les rivières et 56% pour le lac. Leur présence dans les eaux de

surface a déjà été signalée par plusieurs auteurs avec des pourcentages d'échantillons positifs dans les rivières variant entre 30 et 82% (Bolton et al., 1987; Fricker et Park, 1989; Stelzer et al., 1989) et dans les lacs entre 42 et 92% (Carter et al., 1987; Hanninen et al., 1998). Ces germes n'ont que rarement été recherchés dans les eaux souterraines et peu de références existent dans la littérature. Une étude menée en Finlande n'a pas permis de les isoler (Korhonen et al., 1996). Les résultats obtenus montrent donc pour les rivières et le lac étudiés des contaminations sensiblement plus faibles ou du moins dans la fourchette inférieure à ceux obtenus ailleurs. Le rôle de la source de contamination (bétail ou STEP) semble indiscutable pour deux raisons:

- l'incapacité pour ces germes de croître à moins de 30°C, si bien que leur présence dans l'environnement est le résultat de contaminations directes (Fricker et Park, 1989);
- la corrélation significative avec la présence des bactéries indicatrices de contamination dans les eaux de surface comme dans les eaux souterraines.

Les corrélations directes avec la présence d'une source de contamination sont difficiles à mettre en évidence en raison de l'hétérogénéité géologique et hydrogéologique des différents sites étudiés et de la taille de certains bassins d'alimentation (utilisation d'une variable binomiale, moins sensible à utiliser pour les corrélations). La présence de *C. jejuni* dans les eaux est liée de manière directe au vecteur pluie. Pour les sites étudiés, la réponse dans les rivières et les sources est extrêmement rapide et déjà visible le lendemain. Une rémanence est cependant observable dans les sources et l'effet de la pluie se prolonge sur une période allant jusqu'à 20 jours. Comme les sources étudiées présentent des vitesses de circulation rapides, il est probable que le retard observé soit le résultat de phénomènes d'adsorption (Althaus et al., 1982; Matthess et Pekdeger, 1981). Ces bactéries se montrent extrêmement sensibles aux changements de température lors des tests de survie en milieu aquatique effectués en laboratoire (Blaser et al., 1980a; Buswell et al., 1998; Korhonen et Martikainen, 1991a; Lund, 1996; Pickert et Botzenhart, 1985; Pokorny, 1989; Stelzer et al., 1989; Wundt, 1985). Ces études ont toutes montré une capacité de survie meilleure à basse température. Celle-ci varie entre quelques jours à plusieurs mois à basse température (aux environs de 4°C) et de quelques heures à quelques jours tout de même pour de températures plus élevées (environ 20°C). Il n'est donc pas étonnant de les isoler très tôt au printemps, lorsque le bétail n'est pas encore sur les alpages. Si la température du milieu détermine directement la survie des germes en laboratoire, les températures dans l'environnement naturel influencent de manière complexe une grande quantité d'autres facteurs. *C. jejuni* est corrélé de manière significative avec les températures minimales de l'air la veille de l'échantillonnage de même que pour une période de 10 jours avant l'échantillonnage. Ce facteur pourrait influencer la présence de ces germes de manière indirecte par son lien étroit avec la présence du bétail, plutôt que de manière directe sur la survie de ceux-ci.

C. coli a également été isolé à plusieurs reprises et des pourcentages d'échantillons positifs de 5% pour les sources, 7% pour les rivières et 56% pour le lac. Les germes ont donc été isolés de manière plus sporadique que *C. jejuni*, ce qui confirme les résultats obtenus dans d'autres études (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987; Korhonen et Martikainen, 1991a; Martikainen et al., 1990; Rosef et al., 1987). Si la survie de *C. coli* est moins bonne dans les eaux lacustres que celle de *C. jejuni* (Korhonen et Martikainen, 1991a), le portage par les animaux est probablement également plus faible d'une manière générale. Malheureusement, les paramètres testés ne permettent pas de déterminer les facteurs explicatifs significatifs de la présence de *C. coli* dans les sites étudiés. Le même type de test a été effectué pour chacun des sites du réseau temporel afin de tenir compte de l'hétérogénéité de ces sites. Pour la source du Brassus (11%), la présence de *C. jejuni* est corrélée de manière significative avec les pluies la veille de l'échantillonnage et avec les pluies sur 20 jours avant l'échantillonnage pour le lac de Bret. Dans le lac, la présence

de *C. jejuni* concorde généralement avec celle des entérocoques. Il est donc probable que la présence de *C. coli* soit induite par les mêmes facteurs que celle de *C. jejuni*. Il est également difficile de déterminer les facteurs qui influencent la présence de *C. fetus* dans les eaux puisque celle-ci n'a été isolée qu'à une seule reprise. On ne peut que remarquer sa rareté dans l'environnement, probablement liée à des taux de portage faibles.

L. monocytogenes a été isolée à plusieurs reprises dans 9 des 14 sites étudiés. Sa présence n'est cependant pas aussi fréquente que celle de *C. jejuni* (sauf dans les sources). Les pourcentages d'échantillons positifs sont de 14% pour les sources, 15% pour les rivières et 33% pour le lac. *L. monocytogenes* est un résident normal du tractus intestinal de nombreux mammifères. Le portage asymptomatique est estimé entre 5 et 10% pour les humains (Farber et Peterkin, 1991) et entre 1 et 5% chez les bovins (OMS-WHO, 1988). *L. monocytogenes* est connue pour être une bactérie ubiquiste, capable de croître dans des environnements très divers avec des températures minimales de 4°C (Farber et Peterkin, 1991) et un pH minimal de 4 (Sorrels, 1989), si bien que sa présence dans l'environnement n'est pas étonnante. De nombreuses observations ont pu confirmer sa présence dans des milieux aussi divers que les excréments animaux, la végétation, les sols (même sans contamination fécale), les fourrages de mauvaise qualité, les boues de STEP (Lehnert, 1960; MacGowan et al., 1994; van Renterghem et al., 1991; Watkins et Sleath, 1981; Weis et Seeliger, 1975; Welshimer et Donker-Voet, 1971). Une récente étude a permis notamment de mettre en évidence la capacité de croissance de *Listeria* dans les sols (Dowe et al., 1997). Elles sont donc capables de s'accommoder à de nombreux types d'environnements et d'y survivre très longtemps. Par exemple, aucune diminution du nombre de *Listeria* n'a été constatée dans un sol fumé après 8 semaines d'observation (Fenlon, 1985). Comme le portage asymptomatique semble être relativement courant et que la survie de ces germes dans l'environnement est plutôt bonne, il n'est pas étonnant de les isoler dans des eaux de surface et des eaux souterraines. Leur présence dans les eaux souterraines n'a cependant que rarement été relatée (Korhonen et al., 1996; van Renterghem et al., 1991). Les sérovars rencontrés sont 1/2a (présents dans 8% des échantillons prélevés, tous sites confondus), 1/2b (3%) et 4b (8%). La prépondérance des sérovars 1/2a et 4b concorde avec les distributions observées au Centre national de référence pour la listériose à Lausanne (Boerlin, 1995). Le comportement de chacun de ces sérovars a été étudié isolément. La présence de *L. monocytogenes* 1/2a dans les eaux de rivières est corrélée négativement avec les pluies (3, 15 jours) et la neige (0, 5 jours). Dans les eaux souterraines, elle est corrélée avec la neige (20 jours) et négativement avec les températures moyennes (0, 1, 3, 5, 10, 15 et 20 jours) et minimales (3 jours). Il semblerait donc que la présence de ce sérovar dans les eaux soit plutôt liée à des périodes froides. On l'a effectivement isolé plusieurs fois entre octobre et janvier, mais également au mois d'avril et au mois d'août, durant une période très sèche. La présence de ce germe ne semble donc que peu liée à la saison d'estivage (pas de corrélation avec les indicateurs bactériologiques), à moins que la présence d'autres germes puissent jouer le rôle d'inhibiteurs (par compétition ou prédation). Leur isolation pourrait, par exemple, n'être possible qu'avec la disparition des autres germes. Leur présence est généralement observée dans les eaux quand la conductivité, la dureté totale et l'alcalinité sont élevées. Ces paramètres ne sauraient être considérés comme explicatifs de la présence de ces germes. Ils ne sont que le reflet des caractéristiques hydrodynamiques du milieu. Les isolations de *L. monocytogenes* 1/2b sont beaucoup moins fréquentes dans les eaux, mais semblent indiquer un comportement similaire à celui du sérovar 1/2a. En effet, leur présence dans les eaux est également corrélée avec la conductivité, ainsi qu'avec la dureté totale, l'alcalinité et les teneurs en calcium. *L. monocytogenes* 4b montre un comportement très différent, qui ressemble plus à celui des campylobacters. En effet, sa présence est corrélée avec les pluies pour les eaux de rivière (10, 13, 15 jours) et avec les pluies (5, 7, 10, 13, 15 et 20 jours) et la température minimale (20 et 30 jours) pour les eaux souterraines. La présence de *L. monocytogenes* 4b est éga-

lement corrélée avec celle des indicateurs de contamination. Dans les eaux souterraines, on l'isole plus fréquemment quand les duretés totales sont élevées. Sa présence dans les eaux est donc fortement fonction de l'occupation des sols dans le bassin d'alimentation. La présence de bétail ou d'une autre source de contamination induit une augmentation de la probabilité d'isolation.

L. ivanovii n'a été isolée que dans 5 sur les 15 sites étudiés. Elles ont été isolées dans 8% des échantillons de source, 4% des échantillons de rivière et jamais dans les eaux de lac. Sa présence dans les eaux est donc notablement plus rare que celle de *L. monocytogenes*. Sa présence est corrélée avec les températures journalières moyenne et minimale de l'air pour les eaux de rivière et les eaux souterraines. Les périodes à considérer pour les eaux souterraines sont sensiblement plus grandes que pour les eaux de surface et mettent en évidence le retard induit par les circulations souterraines. La présence de *L. ivanovii* est également corrélée avec celle de *E. coli* dans les eaux de rivière et celle des entérocoques dans les eaux souterraines. On les met généralement en évidence dans les rivières quand la conductivité, la dureté totale, l'alcalinité, ainsi que les teneurs en calcium et en nitrates sont faibles, donc quand le facteur de dilution induit par la fonte des neiges est important. Leur comportement est donc similaire à celui des campylobacters et de *L. monocytogenes 4b* et leur présence dans les eaux est prépondérante durant la saison d'alpage.

Les yersinias sont beaucoup plus rares, dans les eaux de surface comme dans les eaux souterraines. Le pourcentage d'échantillons positifs par espèce et par type de site est le plus important pour *Y. enterocolitica* dans les eaux de surface (~6%). Les espèces isolées sont:

- *Y. intermedia*
- *Y. frederiksenii*
- *Y. enterocolitica*
- *Y. kristensenii*
- *Y. pseudotuberculosis*

Y. enterocolitica montre un grand pouvoir d'adaptation dans l'environnement aquatique, avec des exigences en nutriments faibles (Highsmith et al., 1977), une tolérance marquée pour les basses températures et la capacité de survivre dans l'eau durant de longues périodes (Schillinger et McFeters, 1978). Les animaux sont fréquemment des porteurs asymptomatiques de yersinias mais les souches ne sont généralement pas pathogènes pour l'homme. Le principal animal hébergeant des souches pathogènes pour l'homme est le porc (Simonet et Catteau, 1997), même si les bovins, les moutons, les chiens ainsi que d'autres animaux domestiques le sont occasionnellement (Alonso et al., 1979). La plupart des essais dans les milieux aquatiques montrent une excellente capacité de survie de ces germes (Highsmith et al., 1977; Karapinar et Gönül, 1991; Schillinger et McFeters, 1978). Les isolations de *Y. enterocolitica* semblent relativement fréquentes dans les eaux de surface (entre 4 et 54% des échantillons prélevés ont permis leur isolation) (Brennhovd et al., 1992; Harvey et al., 1976; Kapperud et Jonsson, 1978; Korhonen et al., 1996; Langeland, 1983; Lassen, 1972; Saari et Jansen, 1979) et beaucoup plus rares dans les eaux souterraines (1%) (Saari et Jansen, 1979). Même si leur capacité de survie dans l'environnement est excellente, un faible pourcentage de portage par les animaux domestiques peut induire une contamination très légère à l'échelle du bassin d'alimentation. Il n'est donc pas étonnant de ne pouvoir en isoler dans les eaux souterraines. Dans les eaux de surface, leur présence ne peut être expliquée à l'aide des facteurs explicatifs testés. On les rencontre cependant généralement quand les conductivités, la dureté totale, l'alcalinité (*Y. enterocolitica*) ou les teneurs en calcium sont faibles (*Y. frederiksenii*). Leur présence est donc généralement observée

durant la période de fonte des neiges et en automne.

Il semblerait donc que les germes pathogènes isolés dans les eaux des sites étudiés appartiennent à deux catégories distinctes. La première catégorie rassemble *C. jejuni*, *L. ivanovii* et *L. monocytogenes* 4b et est étroitement liée aux températures de l'air et à la présence des germes indicateurs dans les eaux, donc aux activités alpêtres dans le bassin d'alimentation (voir figure 8.5). La deuxième catégorie de germes rassemble *L. monocytogenes* 1/2a, *C. coli* et *Yersinia*. Leur présence ne peut généralement pas être expliquée par les facteurs testés. Elle ne semble pas liée aux activités pastorales dans le bassin d'alimentation et est possible tout au long de l'année. Cette différence est probablement le résultat d'une capacité de survie contrastée pour les espèces étudiées. On pourrait en effet s'attendre à ce que les pathogènes rencontrés tout au long de l'année montrent une meilleure capacité de survie dans l'environnement.

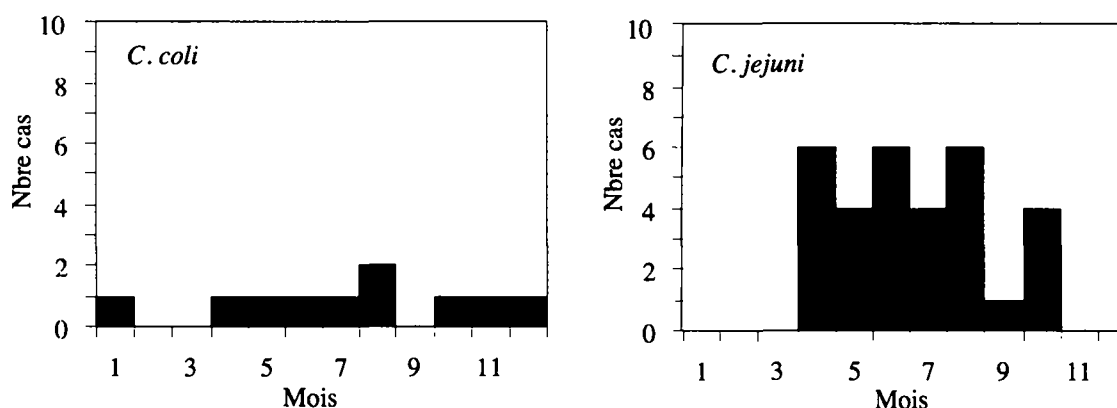


Figure 8.5: Répartition des isolations dans le courant de l'année de *C. coli* et *C. jejuni*, appartenant chacun à une catégorie différente (eaux souterraines)

8.3. COMPARAISON DES DIFFÉRENTS SITES

L'influence des facteurs potentiellement explicatifs de la réponse en germes pathogènes (transformée en variable binomiale) a été testée par le biais de modèles GLM. Ces facteurs ont été testés séparément et choisis successivement de manière à minimiser la déviance résiduelle sans pour autant dépasser le seuil de probabilité 0.05.

Une vue d'ensemble des différents modèles explicatifs de la réponse en bactéries pathogènes dans les eaux sont présentés dans le tableau 8.11. Chacun des facteurs introduits dans le modèle

	Eau de surface		Eau souterraine
Général	Pluies1***	Général	Pluies1**
Ruisseau du Clos Ister	Vu5*** + Tmin1***	Clos Ister	CIVu40**
La Torneresse	Tmin0***		

Tableau 8.11: Variables choisies lors de l'ajustement des modèles de type GLM, explicatifs de la réponse en bactéries pathogènes dans les eaux.

8. Synthèse générale sur la présence des germes pathogènes dans les eaux

	Eau de surface		Eau souterraine
L'Eau Froide	Tmin3**	Confluent	Ma0***
Pré de Bière	n.s.	Brassus	Pluies10**

Tableau 8.11: Variables choisies lors de l'ajustement des modèles de type GLM, explicatifs de la réponse en bactéries pathogènes dans les eaux.

est formulé à l'aide de 3 composantes. La première donne des indications sur le type de facteur (pluies, température minimale, présence du bétail (Vu, CI)), la deuxième donne une indication sur le nombre de jours avant l'échantillonnage à considérer pour que le modèle soit le meilleur possible et la troisième donne le seuil de probabilité associé à l'ajout du facteur considéré dans le modèle.

Aucun des paramètres testés ne s'est révélé significatif pour expliquer la présence des germes pathogènes dans l'eau du ruisseau du Pré de Bière (les essais de corrélation de Spearman n'avaient pas fourni de résultats concluants non plus). En ce qui concerne la source du Confluent, il est nécessaire de rappeler que les tests statistiques sont basés sur une présence sporadique des germes. En effet, 2 échantillons sur les 17 prélevés ont permis de mettre en évidence des germes pathogènes.

Des différences relativement importantes sont constatées entre le modèle général qui tient compte de l'ensemble des sites investigués (par type) et chacun des sites considéré de manière indépendante, pour les eaux de surface comme pour les eaux souterraines. Cependant, certaines similitudes peuvent être mises en évidence au sein de chacun de ces types.

Les modèles généraux tiennent compte des pluies journalières la veille de l'échantillonnage (Pluies1) pour les eaux de surface comme pour les eaux souterraines. En ce qui concerne les modèles particuliers, la plus grande différence concerne la présence des températures dans le modèle GLM pour les différentes rivières. En effet, celles-ci n'apparaissent jamais dans les modèles ajustés pour expliquer la réponse dans les eaux souterraines (pour le seuil choisi). Pour chacun des modèles des eaux de surface, les températures semblent significatives sur de courtes périodes avant l'échantillonnage (période à considérer entre 0 et 3 jours). Les résultats obtenus pour le ruisseau du Clos Ister permettent l'ajustement d'un modèle légèrement différent, tenant compte également de la présence du bétail sur le pâturage de l'alpage Vuagère (sur une période de 5 jours avant l'échantillonnage), situé immédiatement à l'amont du point de prélèvement. Les modèles obtenus pour les deux sources du pays d'Enhaut, Clos Ister et Confluent tiennent également compte de la présence du bétail dans le bassin d'alimentation. Les pâturages expliquant mieux la réponse sont Le Clos Ister et Vuagère pour la source du Clos Ister et Les Maulatreys pour la source du Confluent. Ces pâturages sont les plus proches des sources considérées. La source du Brassus semble fonctionner d'une manière différente puisque sa réponse en germes pathogènes est corrélée avec les pluies considérées sur une période de 10 jours avant l'échantillonnage. Il faut cependant remarquer qu'en raison de la taille du bassin versant (65 km²), une approche systématique de la présence du bétail sur chacun des pâturages (plus de 50) n'est pas possible (estimation par un variable binomiale).

8.3.1. INFLUENCE DE LA PLUIE

Le rôle de vecteur des pluies lors des contaminations par les germes pathogènes est confirmé pour les eaux souterraines comme pour les eaux de surface, même si elles n'ont été insérées que dans le modèle de la source du Brassus¹. Leur importance est directement liée au comportement hydrodynamique du type d'eau considéré. En effet, si l'influence des pluies est perçue presque immédiatement dans les eaux de surface, elle ne l'est généralement que plus tard dans les eaux souterraines. On peut cependant remarquer que pour les eaux de surface, de trop fortes pluies conduisent à une dilution de la contamination, rendant la détection des germes impossible. Le retard dans la réponse dans les eaux souterraines est fonction de divers facteurs régissant l'infiltration et l'écoulement (perméabilité, gradient hydraulique, ...). La réponse d'une pluie sera perçue plus rapidement dans un aquifère à forte perméabilité à fort gradient hydraulique.

8.3.2. INFLUENCE DE LA PRÉSENCE DU BÉTAIL

Les contaminations par les bactéries pathogènes observées dans les sources du Pays d'Enhaut semblent étroitement liées à la présence du bétail. Si les pâturages effectivement impliqués dans la contamination de ces eaux sont proches de la source pour les deux aquifères, les périodes à considérer sont très différentes (périodes relativement plus longues pour la source du Clos Ister). Les fonctionnements hydrodynamiques propres à ces sources jouent probablement un rôle important. En effet, Clos Ister est caractérisée par de faibles débits et un aquifère superficiel, alors que Confluent est caractérisé par de grands débits et une alimentation importante par un aquifère plus important. La partie des eaux contaminées infiltrée près de la source est donc relativement faible par rapport au débit total. Après le départ du bétail, la décroissance des germes est suffisamment rapide pour que les grandes dilutions ramènent les quantités de microorganismes au-dessous du seuil de détection. Pour la source du Clos Ister, par contre, les quantités de germes stockées dans le bassin d'alimentation sont suffisamment importantes pour contaminer la source longtemps après la présence du bétail (au moins un mois pour les indicateurs et beaucoup plus pour certains pathogènes²). En ce qui concerne la source du Brassus, les contaminations sont étroitement liées au fonctionnement du vecteur pluie. Cependant, comme la variable associée à la présence du bétail est de type binomial, on perd beaucoup de précision lors de son appréciation. D'autre part, il est très probable que de grands stocks de bactéries puissent s'adsorber dans les sols ou les fractures comblées par les limons de la zone non saturée (Pasquarell et Boyer, 1995).

8.3.3. IMPORTANCE DE LA TEMPÉRATURE DE L'AIR

L'interprétation de l'importance du facteur température pour les eaux souterraines par rapport aux eaux de surface est plus complexe à expliquer. En ce qui concerne les eaux de surface, le lessivage est immédiat si bien qu'il est probable que la persistance des bactéries soit uniquement liée aux conditions de survie des bactéries au sens strict du terme. En ce qui concerne les eaux souterraines, les conditions de survie sont également liées à d'autres processus comme l'adsorption et la dispersion, si bien que la prépondérance du phénomène survie au sens strict est beaucoup plus faible. Il a notamment été constaté à de nombreuses occasions que les bactéries adsorbées survivent plus longtemps que les bactéries libres (Davies et al., 1995; Fish et Pettibo-

-
1. Avec un seuil fixé à 0.1, on aurait introduit les pluies dans les modèles caractérisant la réponse microbiologique des sources du Clos Ister et du Confluent ainsi que dans la rivière La Torneresse.
 2. La différence est probablement fonction du seuil de détection

ne, 1995; Matthess et Pekdeger, 1981).

8.3.4. SYNTHÈSE

Les modèles GLM ajustés pour les différents sites étudiés sont fonction des caractéristiques hydrologiques et hydrogéologiques de ceux-ci. La différence principale entre les eaux de surface et les eaux souterraines réside dans l'utilisation du vecteur température pour ces dernières. Les conditions régnant à la surface semblent donc prépondérantes pour expliquer les contaminations bactériologiques. Ce qui n'exclut pas forcément d'autres paramètres comme la présence du bétail dans le bassin d'alimentation puisque celui-ci est présent durant la période estivale. En ce qui concerne les eaux souterraines (voir tableau 8.12), la présence du bétail est déterminante pour les deux sources du Pays d'Enhaut, Clos Ister et Confluent. Elle est significative pour ces

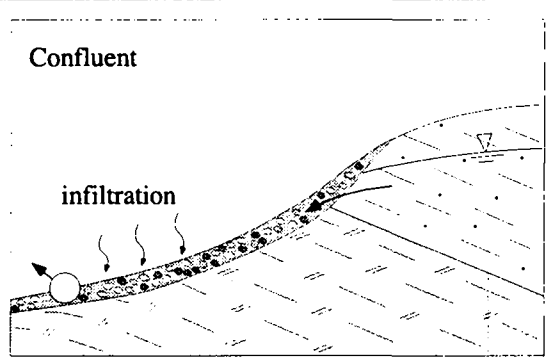
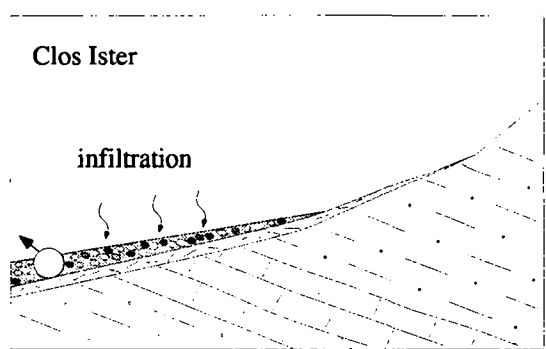
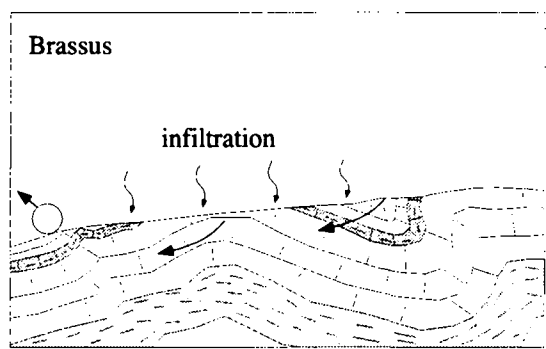
	Caractéristiques hydrologiques	Réponse bactériologique
<p>Confluent</p> 	<p>Aquifère de type poreux, recueillant d'importants volumes d'eau provenant d'un aquifère primaire.</p> <p>Débit compris entre 100 et plus de 12'000 l/min.</p> <p>Vitesse circulation de 80 m/h à proximité du captage</p>	<p>Contaminations bactériologiques liées à la présence du bétail à proximité du captage (forte dilution)</p> <p>Faible persistance de la contamination bactériologique.</p> <p>Facteur: Ma 0</p>
<p>Clos Ister</p> 	<p>Aquifère de type poreux.</p> <p>Débit compris entre 0 et 800 l/min.</p> <p>Vitesse circulation de 18 m/h à proximité du captage</p>	<p>Importantes contaminations bactériologiques liées à la présence du bétail dans la partie avale du bassin d'alimentation.</p> <p>Persistance moyenne de la contamination bactériologique.</p> <p>Facteur: CIVu 40</p>
<p>Brassus</p> 	<p>Aquifère de type karstique</p> <p>Débit compris entre 2'000 et plus de 60'000 l/min</p> <p>Vitesse de circulation maximale mise en évidence: 500 m/j</p>	<p>Importantes contaminations principalement liées aux conditions hydrodynamiques</p> <p>Persistance moyenne de la contamination bactériologique.</p> <p>Facteur: Pluies 10</p>

Tableau 8.12: Présentation succincte des caractéristiques propre à chaque aquifère et leur conséquences sur les contaminations bactériologiques.

sources quand les parcelles proches de la source sont occupées (Le Clos Ister et Vuagère pour Clos Ister et Les Maulatreys pour Confluent). Les périodes à considérer sont très différentes en raison des conditions hydrologiques. En effet, la source du Clos Ister recueille les eaux d'un aquifère très superficiel, alors que les eaux arrivant à la source du Confluent proviennent en majeure partie d'un autre aquifère, plus profond. Les dilutions observées à la source contribuent à ramener rapidement les quantités de bactéries au-dessous du seuil de détection après la contamination, probablement en raison d'une décroissance rapide des germes en surface. Si de telles diminutions doivent également exister pour la source du Clos Ister, les dilutions par des eaux non contaminées sont faibles, voire inexistantes. Les quantités de bactéries stockées dans les sols et la zone non saturée sont suffisantes pour entretenir la contamination durant quelques semaines après le départ du bétail. En ce qui concerne la source du Brassus, on n'a pas pu mettre en évidence l'importance de la présence du bétail en tant que facteur explicatif de la réponse bactériologique. La présence de ces germes peut être expliquée par d'importantes pluies durant les 10 jours précédant l'échantillonnage. Il devrait donc également exister un certain stock de bactéries adsorbées mais disponibles, probablement dans les sols ou les fractures comblées par les limons de la zone non saturée (Pasquarell et Boyer, 1995).

8.4. EVALUATION DES INDICATEURS

La qualité d'une eau est déterminée à l'aide de différents indicateurs qui sont *E. coli*, les entérocoques et les germes aérobies mésophiles. Une eau de boisson non traitée ne doit contenir à la source ni *E. coli*, ni entérocoque par 100 ml d'eau et au maximum 100 germes aérobies par ml¹ (OHyg, 1995). *E. coli* et les entérocoques ne sont pas considérés comme des pathogènes (même si certains types d'*E. coli* le sont) mais comme des indicateurs de contamination fécale, indiquant la présence potentielle de germes pathogènes. Un examen de routine visant à déceler tous les agents infectieux et toxigènes possibles ne peut être effectué en raison du temps que cela impliquerait, du coût et des difficultés techniques d'une telle analyse (OFSP, 1989). Si les germes pathogènes sont parfois recherchés lors de contrôles de routine pour diverses denrées alimentaires, ils ne le sont que rarement dans les eaux.

Un certain nombre de données existent sur la présence des germes pathogènes dans les eaux de surface. Il s'agit la plupart du temps de prélèvements ponctuels ayant permis de mettre en évidence des campylobacters (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987; Fricker et Park, 1989; Hanninen et al., 1998; Stelzer et al., 1989), des salmonelles (Cherry et al., 1972; Claudon et al., 1971; Moriñigo et al., 1992), des yersinias (Brennhovd et al., 1992; Harvey et al., 1976; Kapperud et Jonsson, 1978; Langeland, 1983; Lassen, 1972; Saari et Jansen, 1979). Dans les eaux souterraines, la présence de germes pathogènes n'a que rarement été étudiée (Korhonen et al., 1996; Saari et Jansen, 1979). Les suivis temporels sont encore plus rares, même dans les eaux de surface (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987). Si on connaît la persistance de certains de ces germes dans diverses conditions de laboratoire, il est difficile de transposer ces données dans des milieux naturels (la variabilité des résultats le prouve). On ne connaît donc finalement que peu la persistance des pathogènes dans l'environnement par rapport aux indicateurs, si bien que leur utilisation peut être contestée. D'autres raisons souvent invoquées s'ajoutent à celle-ci:

- les contenus bactériologiques trop importants empêchent la croissance des indicateurs (Allen et Geldreich, 1975),

1. Lors des contrôles de qualité des eaux, les germes aérobies sont considérés comme de bons indicateurs de fonctionnement du réseau de distribution.

8. Synthèse générale sur la présence des germes pathogènes dans les eaux

- les bactéries (indicateurs et pathogènes) peuvent survivre sous des formes viables non cultivables, donc indétectables par les méthodes traditionnelles (Beumer et al., 1992; Bissonnette et al., 1975; McFeters et al., 1982; McKay, 1992; Rollins et Colwell, 1986),
- la présence de virus et de protozoaires dans les eaux est possible en l'absence d'indicateurs bactériologiques (Payment et al., 1991; Rose et Gerba, 1991) en raison de leur meilleure survie (Keswick et al., 1982).

Il est donc intéressant de comparer la présence de ces indicateurs à celle des pathogènes afin de préciser leur validité¹. Il faut cependant préciser que les méthodes de détermination de ces germes sont très différentes et que les volumes testés ne sont pas similaires. On peut cependant considérer l'effet de volume comme négligeable. En effet, on recherche les indicateurs dans de petits volumes par rapport aux pathogènes. Cependant, on admet généralement que les quantités de germes pathogènes excrétées sont beaucoup plus faibles que celles des représentants de la flore intestinale normale. En ce qui concerne la méthode, la grande différence réside dans l'utilisation d'un bouillon d'enrichissement pour les germes pathogènes, permettant probablement la réanimation des bactéries endommagées par le séjour dans l'eau. Les techniques utilisées pour les indicateurs ne permettent de mettre en évidence que les formes cultivables.

Une table de contingence comprenant tous les résultats bactériologiques possibles et le nombre de cas rencontrés dans la présente étude pour chacun de ceux-ci est présenté dans le tableau 8.13. Il s'agit d'une table à quatre entrées (*E. coli*, entérocoques, germes aérobies et germes pathogènes) dont deux sont fixées pour chacun des tableaux. Les variables ont été transformées en distributions binomiales de manière à caractériser la réponse par une "absence" ou une "présence" pour *E. coli*, les entérocoques et les germes pathogènes, et par une concentration supérieure ou inférieure à 100 UPC/ml pour les germes aérobies. La présence ou l'absence des germes pathogènes est représentée par ligne, alors que les colonnes montrent les concentrations en germes aérobies.

Dans chacune des cases des tableaux sont indiqués le nombre d'échantillons (N), le nombre d'échantillons par rapport à ceux de la ligne (N/RowTotal) ou de la colonne considérée (N/ColTotal), ainsi que par rapport au nombre d'échantillons total (N/Total):

N
N/RowTotal
N/ColTotal
N/Total

Pour les eaux souterraines comme pour les eaux de surface échantillonnées, les cas de figure les plus courants sont la présence d'*E.coli*, des entérocoques avec plus de 100 germes aérobies, en présence ou en absence de germes pathogènes. La répartition entre les deux variantes avec et sans germes pathogènes semble similaire. On peut en déduire qu'un échantillon contenant des indicateurs en concentrations plus élevées que les limites tolérées pour les eaux de boisson révèle la présence de pathogènes une fois sur deux.

Les germes pathogènes sont généralement rencontrés en présence d'au moins un des indicateurs. Ils ont cependant pu être mis en évidence dans les eaux souterraines (2 échantillons) et dans les eaux de surface (1 échantillon) en l'absence d'indicateurs et avec moins de 100 germes aérobies. Ce cas de figure représente le 2.3% des échantillons totaux prélevés. En fixant arbi-

1. On ne pourra évidemment pas en tirer des conclusions pour l'indication d'autres agents infectieux comme les virus et les protozoaires.

Eaux souterraines (85 échantillons)				Eaux de surface (89 échantillons)						
		Germes aérobies					Germes aérobies			
		< 100	≥ 100	RowTotl			< 100	≥ 100	RowTotl	
<i>E. coli</i> : "absence"	Entérocoques: "absence"	Bactéries pathogènes	Absence	7	4	11	Absence	0	3	3
			0.636	0.364	0.846	0.000	1.000	0.60		
			0.778	1.000		0.000	0.750			
	Bactéries pathogènes	Présence	2	0	2	Présence	1	1	2	
		1.000	0.000	0.154	0.500	0.500	0.40			
		0.222	0.000		1.000	0.250				
Bactéries pathogènes	ColTotl	9	4	13	ColTotl	1	4	5		
	0.69	0.31		0.200	0.800					
<i>E. coli</i> : "présence"	Entérocoques: "présence"	Bactéries pathogènes	Absence	1	2	3	Absence	0	5	5
			0.333	0.667	1.000	0.000	1.000	1.00		
			1.000	1.000		0.000	1.000			
	Bactéries pathogènes	Présence	0	0	0	Présence	0	0	0	
		0.000	0.000	0.000	NA	NA	0.00			
		0.000	0.000		NA	0.000				
Bactéries pathogènes	ColTotl	1	2	3	ColTotl	0	5	5		
	0.33	0.67		0.000	1.000					
<i>E. coli</i> : "absence"	Entérocoques: "absence"	Bactéries pathogènes	Absence	7	3	10	Absence	3	6	9
			0.700	0.300	0.909	0.333	0.667	0.82		
			1.000	0.750		1.000	0.750			
	Bactéries pathogènes	Présence	0	1	1	Présence	0	2	2	
		0.000	1.000	0.091	0.000	1.000	0.18			
		0.000	0.250		0.000	0.250				
Bactéries pathogènes	ColTotl	7	4	11	ColTotl	3	8	11		
	0.64	0.36		0.000	0.022					
<i>E. coli</i> : "présence"	Entérocoques: "présence"	Bactéries pathogènes	Absence	10	22	32	Absence	0	32	32
			0.312	0.688	0.552	0.000	1.000	0.47		
			0.667	0.512		0.000	0.478			
	Bactéries pathogènes	Présence	5	21	26	Présence	1	35	36	
		0.192	0.808	0.448	0.028	0.972	0.53			
		0.333	0.488		1.000	0.522				
Bactéries pathogènes	ColTotl	15	43	58	ColTotl	1	67	68		
	0.26	0.74		0.011	0.393					

Tableau 8.13: Table de contingence montrant les différents cas de figure pour les types de résultats bactériologiques rencontrés dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

trairement un seuil de confiance à 0.95, la probabilité d'un tel évènement est comprise entre 0.4 et 9%.

Les deux espèces pathogènes trouvées dans ces circonstances sont:

- | | | |
|--------------------------------|----------------------|---------|
| - <i>C. coli</i> | source du Clos Ister | 14.4.97 |
| - <i>L. monocytogenes 1/2a</i> | source du Moulinet | 7.4.97 |

Les résultats obtenus pour les différents sites (voir chapitre "Comparaison des différents sites", page 133) montrent que ces germes ne sont pas corrélés avec la présence d'une source de contamination potentielle. Les germes trouvés dans les eaux de surface en absence de *E. coli* et d'entérocoques montrent les mêmes caractéristiques:

- | | | |
|--------------------------------|--------------------------|---------|
| - <i>Y. enterocolitica</i> | ruisseau du Pré de Bière | 21.4.97 |
| - <i>Y. pseudotuberculosis</i> | ruisseau du Pré de Bière | 21.4.97 |
| - <i>L. monocytogenes 1/2a</i> | rivière La Colline | 14.1.97 |
| - <i>Y. frederiksenii</i> | rivière La Colline | 14.1.97 |

Leur isolation dans un volume de deux litres et non dans celui de 200 ml montre les faibles quantités présentes dans les eaux lors de ces échantillonnage. Le danger induit par la consommation de ces eaux semble donc extrêmement faible, d'autant plus que la pathogénicité de certains de ces germes pour l'homme n'est pas vérifiée.

Plusieurs arguments semblent donc montrer que les indicateurs de contamination peuvent être considérés comme de bons indicateurs de contamination :

- la probabilité d'isoler des germes pathogènes en absence d'indicateur est très faible et les espèces trouvées à ces occasions ne semblent pas fréquentes dans l'environnement (sauf *L. monocytogenes 1/2a*);
- les espèces trouvées en absence d'indicateur ne semblent pas liées à la présence du bétail (isolation entre janvier et avril, distribution annuelle relativement uniforme). Leur virulence n'a pas été testée et les souches trouvées ne sont peut-être pas pathogènes;
- ils n'ont été mis en évidence que dans de grands volumes d'eau, ce qui rend le danger de contamination lors de l'absorption d'eau très faible, voire inexistant.

Il est cependant possible que les concentrations en germes pathogènes soient relativement plus importantes lors d'évènements de crue, comme cela a déjà été constaté pour les indicateurs (Moeschler et al., 1982; Tranter et al., 1996). Le risque de contamination pourrait donc être sensiblement plus grand dans ces conditions très particulières et demande à être étudié. D'autre part, l'étude a porté sur des sites de montagne où l'occupation du territoire est relativement extensive. Un complément d'investigation doit être envisagé afin de déterminer l'importance de l'intensification pour la réponse bactériologique à la source, en tenant compte des caractéristiques hydrodynamiques de l'aquifère.

9. ALTERNATIVE PACAGE DES PORCS EN SEMI-LIBERTÉ

9.1. BUT DE L'ESSAI

En région de montagne, la plupart des cas de contamination des eaux souterraines est étroitement liée à la gestion des engrais de ferme, par des "épandages" non conformes de grandes quantités de lisier ou de purin (source du Brassus, 1989 et 1991). Le danger de contamination est donc fonction du volume produit et stocké sur l'alpage et une diminution de la production de ces engrais ainsi qu'une meilleure gestion contribueront à le réduire fortement.

Les quantités d'effluents produits et stockés sur le site de l'alpage sont fonction des activités humaines et de la durée de séjour des animaux dans le chalet. Une étude comparative de 57 alpages avec production fromagère et engraissement de porcs (nourris au petit-lait) a été menée dans le cadre de Gest'alpe (Prométerre, 1996). Les contributions moyennes des types d'effluents dans la fosse sont les suivantes:

- | | |
|---|-----|
| - purin de bovins | 24% |
| - purin de porc | 7% |
| - petit-lait (non consommé) | 20% |
| - autres effluents (voir le chapitre "Les Apports complémentaires dans la fosse") | 50% |

Les effluents présentant le danger le plus important sont les purins de porc et de bovins. La part de purin de bovins est difficilement réductible puisque leur séjour à l'écurie est généralement limité à la durée de la traite. Celle de purin de porc peut, par contre, être totalement supprimée par la garde des animaux à l'extérieur, contribuant à une diminution de la production de purin de près de 30%. Un essai d'élevage de porcs en semi-liberté a été effectué dans le cadre de cette étude.

Cette pratique peut cependant également engendrer quelques problèmes et représenter un danger pour les eaux souterraines et l'environnement en général par la détérioration de la couverture végétale lors d'un pacage trop intensive et trop longue:

- impact visuel d'un pâturage sans végétation;
- entraînement des sols par ruissellement sur les pentes;
- dégradation de la valeur fourragère du pâturage par fertilisation trop abondante, éventuellement accompagné d'un refus de pâture;
- disparition de certaines espèces botaniques rares;
- pertes de substances nutritives non utilisées par les plantes par lessivage ou lixiviation, avec risque de contamination des eaux souterraines.

Le bilan total d'un essai de ce type doit donc couvrir de nombreux aspects dont la botanique, l'hydrogéologie et la pédologie.

9.2. PRINCIPE DE L'EXPÉRIENCE

L'essai a été effectué sur une parcelle de l'alpage des Amburnex, situé près du Col du Marchairuz. Il a pu être mis sur pied grâce à l'aide financière et l'appui logistique de la ville de Lausanne, ainsi qu'en collaboration avec son amodiatraire. Avec l'aide de spécialistes en botanique,

science du sol, hydrogéologie, médecine vétérinaire et alimentation animale, différents aspects ont été étudiés dans le cadre de cet essai:

- évolution de la composition botanique et de la valeur fourragère de la végétation avant, pendant et après le pacage;
- évolution des teneurs en azote minéral dans les sols;
- évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'eau durant l'essai;
- contrôle de la santé des porcs;
- suivi de la performance et adaptation des besoins en nutriments des porcs.

9.3. DESCRIPTION ET SITUATION DE L'ALPAGE

9.3.1. DESCRIPTION ET SITUATION GÉOGRAPHIQUE

L'alpage des Amburnex est situé près du Col du Marchairuz dans une combe d'orientation NE-SO, à environ 30 km à vol d'oiseau à l'ouest de Lausanne. Les terres couvrent une superficie de 279 ha et sont situées entre 1290 et 1440 m d'altitude. Elles comprennent 109 ha de pâturages, et 170 ha de forêts, dont la moitié est parcourue par le bétail. L'exploitation pastorale y débute en juin et se termine au début du mois d'octobre. Elle comprend environ 60 vaches laitières, 130 génisses et 50 porcs. On y fabrique un excellent gruyère.

L'essai a été mené avec 25 porcs sur une parcelle de 2 ha environ. La charge correspond donc à 0.71 UGBF/ha/an en comptabilisant la présence des porcs durant 4 mois (1 porc à l'engrais = 0.17 UGBF). La charge mensuelle est donc de 0.18 UGBF/ha/mois.

9.3.2. GÉOLOGIE ET HYDROGÉOLOGIE

L'alpage est situé dans un synclinal d'âge Crétacé faisant partie du bassin d'alimentation de la source du Brassus (figure 9.1). Il s'agit d'un endroit privilégié du point de vue hydrogéologique.

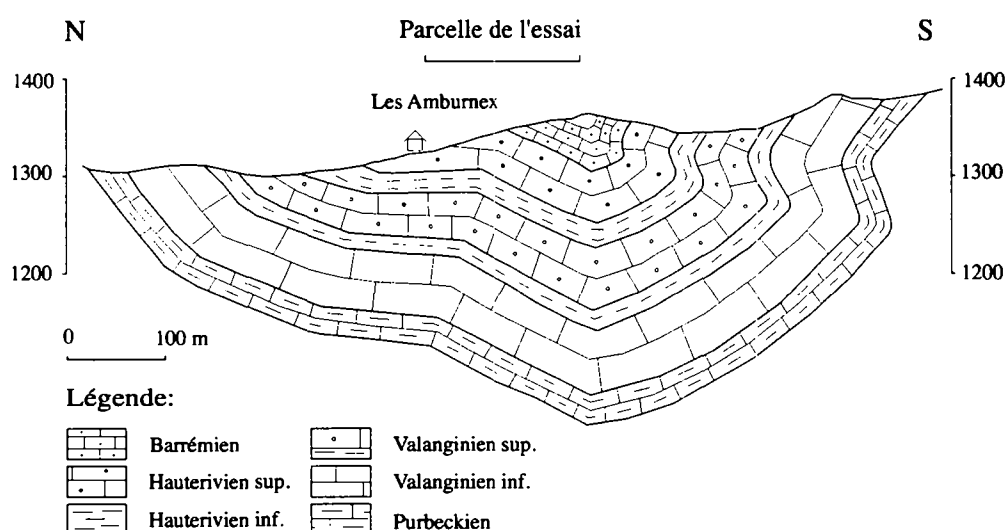


Figure 9.1: Coupe à travers le synclinal Crétacé

En effet, de nombreuses sources assurent l'alimentation en eau, même durant la période sèche. Le terrain d'étude est situé sur le coeur de l'anticlinal, formé des calcaires oolithiques du Barréminen et des marnes et calcaires de l'Hauterivien. Les marnes, érodées plus aisément que les calcaires, affleurent dans la combe située au sud de la butte, ainsi qu'au nord de la route qui longe le synclinal. La grande combe au nord du terrain est creusée dans les marnes et calcaires roux du Valanginien supérieur. Les marnes y sont responsables de la formation des marécages. La combe est refermée vers le nord par les calcaires du Valanginien inférieur.

De part et d'autre de la combe synclinale, les calcaires prédominent et structurent un large anticlinal qui prend racine au sud-est dans le plateau et au nord-ouest dans la vallée de Joux. Les paysages modelés dans ce milieu calcaire sont constitués de pâturages et de forêts de sapins. Les ressources en eau y sont faibles, voire inexistantes. Les eaux météoriques qui s'infiltrent dans ces calcaires réapparaissent après de longs trajets dans les sources du pied du Jura.

9.3.3. PÉDOLOGIE

Les sols qui se développent sur les calcaires du Barréminen et de l'Hauterivien supérieur sont de plusieurs types (figure 9.2). Les talus de la parcelle de l'essai sont presque exclusivement formés de rendzines, où seul un horizon organo-minéral de quelques centimètres recouvre la roche calcaire altérée en surface. Deux types de sol plus profonds sont présents dans la partie avale du terrain (au N). Au nord-ouest, leur épaisseur peut atteindre plus d'un mètre. Ils deviennent limono-argileux d'un brun-jaune en profondeur et présentent parfois des signes d'hydromorphie (souvent lourds et humides). Ils surmontent fréquemment des sables limoneux. Dans la partie nord-est, ils deviennent également plus limoneux en profondeur mais reposent directement sur les calcaires. Des sols colluviaux sont présents dans la partie centrale du terrain, de part et d'autre de la petite butte.

9.3.4. BOTANIQUE

La surface utilisée pour l'essai présente sur une surface relativement restreinte cinq types de végétations différentes, assez représentatifs de la diversité des pâturages de la région (Vittoz, 1999):

- des pâturages fertilisés sur sols profonds;
- des pâturages moyens;
- des pâturages maigres sur sols superficiels;
- une petite combe de pâturage maigre sur sol profond;
- une partie de pâturage boisé, assez variable.

9.4. DESCRIPTION DE L'ESSAI

9.4.1. DESCRIPTION GÉNÉRALE

L'essai s'est déroulé pendant 102 jours, du 3 juin, date d'arrivée des porcelets de 50 kg (poids vif) sur la parcelle, au 14 septembre 1996 (102 jours), date de départ des derniers porcs pour la boucherie. Les 25 porcelets ont été libérés sur une parcelle d'environ 2 ha consacrée à l'essai, après que les vaches aient pâturé l'herbe de printemps (fin mai). Les porcelets n'ont pas été bou-

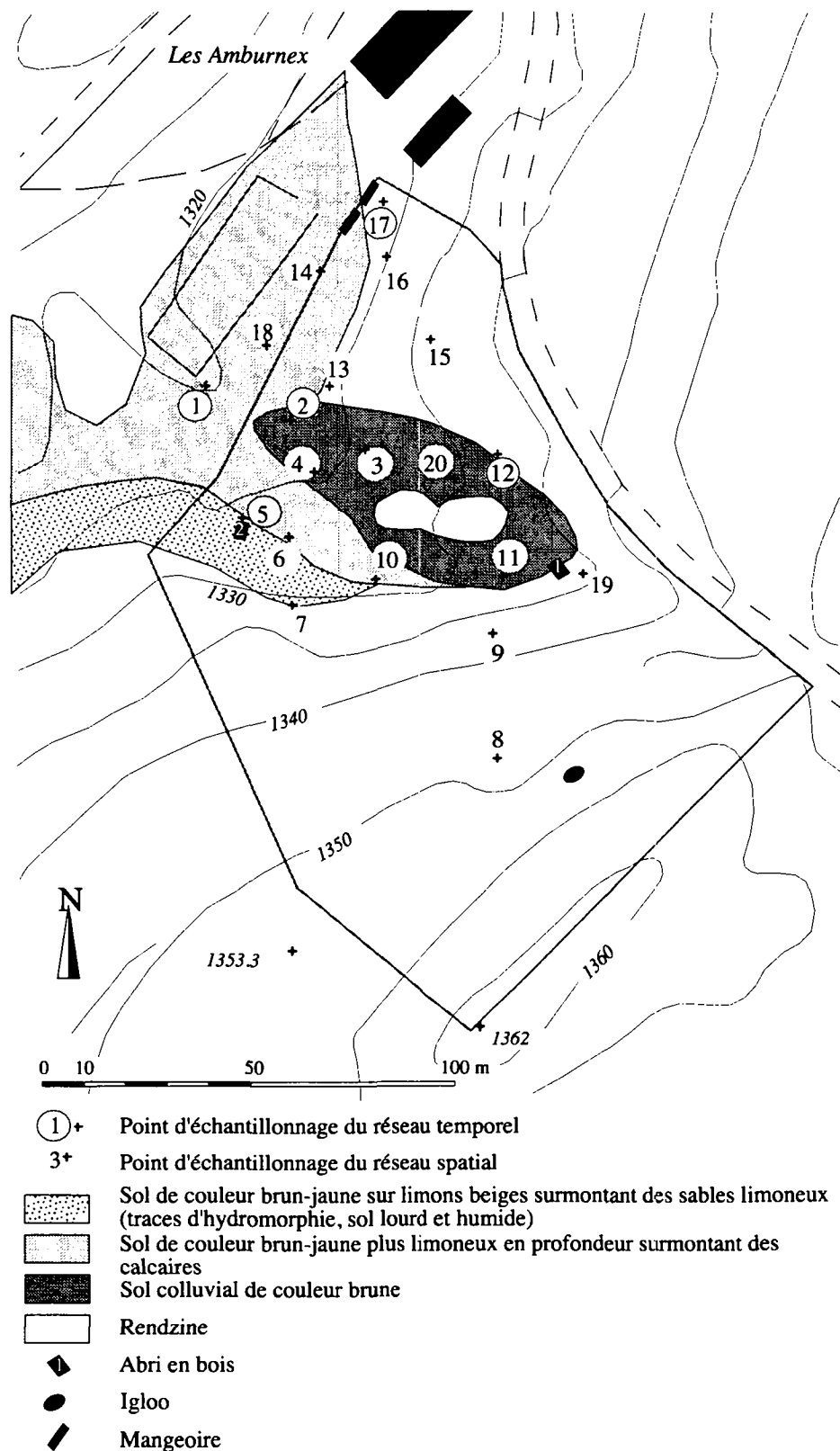


Figure 9.2: Répartition des différents "types de sols" et des installations.

clés, et ont donc pu retourner la partie superficielle du sol. L'affouragement été effectué dans des mangeoires à même le pâturage. Pour les inciter à se disperser, trois petits abris ont été mis à leur disposition.

La présence de trois abris pouvant contenir chacun 10 porcs devait les inciter à se disperser.

9.4.2. DESCRIPTION DU TERRAIN

Le terrain utilisé pour l'essai comprend trois parties distinctes dont (voir photo 9.1 et figure 9.2):

- la partie avale et subhorizontale située au nord;
- les talus situés au sud-est et à l'ouest de la partie basse, complétés par une petite butte centrale;
- la partie amont (sud), boisée, comprenant des talus formés d'affleurements calcaires et un petit plateau.



Photo 9.1: Terrain de l'essai avec une partie de la ferme des Amburnex à gauche (vue prise vers le Sud).

9.4.3. LES ABRIS

Trois abris ont été répartis sur le terrain (voir figure 9.2) dont deux abris en bois construits par les bûcherons de la ville de Lausanne et un igloo¹. Ils ont été placés aux endroits suivants:

- abri 1: dans la combe ($\pm 507^{\circ}080/155^{\circ}055$)
- abri 2: dans la partie avale du terrain ($\pm 507^{\circ}015/155^{\circ}055$)
- igloo: à environ 50 m du sommet de la grande butte au sud ($\pm 507^{\circ}090/155^{\circ}005$)

Les abris en bois ont été fabriqués de manière à résister aux intempéries... ainsi qu'aux porcs. Ils sont fonctionnels (on peut s'y tenir debout, donc le nettoyage est aisé) et ont été construits avec des matériaux naturels, afin d'assurer une bonne intégration dans le paysage.

1. Abri de forme arrondie en fibre de verre et polyester.

Leur conception garantit:

- une protection contre le soleil;
- une protection contre les inondations, avec un plancher surélevé;
- une aération aisée grâce à des ouvertures immédiatement sous le toit;
- une bonne protection contre les intempéries, car la porte est orientée vers le sud pour éviter que la pluie n'y pénètre;
- une bonne résistance contre les grandes épaisseurs de neige, par son toit incliné;
- une bonne résistance contre l'attaque des porcs car les fondations ont été creusées pour permettre une meilleure stabilité des montants.

9.4.4. LES MANGEOIRES

Les mangeoires ont été fabriquées avec un tuyau PVC de 5 m de long et 40 cm de diamètre coupé en deux. Chaque partie est rivée sur des chevilles qu'on peut planter à même le sol. La longueur de mangeoire accordée à chaque animal est de 33 cm. L'alimentation simultanée de l'ensemble des porcs est nécessaire afin d'en permettre une meilleure surveillance.

Il était prévu au début de l'essai de déplacer les mangeoires afin de favoriser la dispersion des porcs. Ils ont rapidement occupé tout l'espace disponible et leur endroit de prédilection était visiblement sous les sapins, à l'amont de la parcelle. Les mangeoires n'ont donc pas été déplacées et sont restées près du chalet (\pm 506'990/155'110). Elles ont été couvertes durant le mois de juillet pour empêcher l'eau de noyer le petit lait et éviter à M. Pittet, l'amodiatiaire, de devoir vider les auges avant chaque repas les jours pluvieux.

9.5. SUIVI DE L'ESSAI

9.5.1. ALIMENTATION DES PORCS

L'alimentation des porcs est composée de lactosérum complété d'un aliment spécial riche en énergie, pauvre en protéines et en phosphore, formulé de manière à ce que les charges en éléments fertilisants (par les déjections) soient minimales pour le sol, et d'un peu d'herbe par broutage (Jost, 1990). Le petit-lait est stabilisé avec 2% d'acide citrique afin d'éviter les pertes. Un accroissement journalier de 650-700 g par porc est conseillé afin de garantir une viande de bonne qualité. Le gain moyen observé pour cet essai était de 660 g¹. Le broutage contribue parfois à dégrader la qualité de la graisse, mais cela n'a pas été observé lors de cet essai où un excellent indice a été obtenu (Jost et Stucki, 1999).

9.5.2. SUIVI PÉDOLOGIQUE

9.5.2.1. INTRODUCTION

Cet essai d'élevage de porcs en semi-liberté a été mis sur pied dans le but de tester une méthode d'élevage qui se veut sans production d'engrais de ferme à destination de la fosse à purin. En ajustant la taille de la parcelle au nombre de porcs, on espère éviter tout risque de contamination

1. Il est nécessaire de vermifuger les porcs toutes les trois semaines afin de ne pas diminuer la vitesse de croissance.

des eaux souterraines par la répartition des excréments durant une durée déterminée sur une surface définie. Le danger de lixiviation peut être appréhendé par l'étude de l'évolution des composés azotés dans les sols.

9.5.2.2. LE CYCLE DE L'AZOTE

L'azote peut être présent sous diverses formes dans le sol, ce qui rend l'étude de son cycle complexe. La forme sous laquelle l'azote est présent détermine ses caractéristiques, comme par exemple son accessibilité pour les plantes, sa faculté d'être lixivié (entraînement dans les eaux souterraines) ou dénitrifié (transformation en produits gazeux volatilisables)... Les différentes parties du cycle dans le système eau-sol-culture sont présentés dans la figure 9.3 (Kauark Leite, 1990). Les transformations sont liées à des processus très divers dont les plus importants sont la minéralisation (ammonification et nitrification) et l'immobilisation.

La minéralisation est le processus de transformation de l'azote organique en azote minéral (ammoniaque, nitrates et nitrites) et est subdivisé en deux processus qui sont l'ammonification et la nitrification. Ces transformation sont dues à l'activité de deux types de bactéries dont les principales sont *Nitrosomas* et *Nitrobacter*. *Nitrosomas* agit dans les processus de nitritation (transformation de l'ammoniaque en nitrites) et *Nitrobacter* dans ceux de nitratisation (transformation des nitrites en nitrates). La plupart du temps, les nitrites sont oxydées rapidement et ne s'accumulent pas dans les sols, sauf dans des conditions de fort pH ou de fortes concentrations en NH_3 , qui réduisent l'activité de *Nitrobacter*.

L'immobilisation est la transformation microbienne inverse à la minéralisation, par laquelle l'azote minéral passe sous forme organique pendant la décomposition des résidus organiques. L'azote organique est utilisé par les microorganismes du sol pour satisfaire leurs besoins énergétiques et permettre la synthèse cellulaire.

Les pertes en azote par le sol peuvent être de différents types et sont dus à des processus multiples qui ne seront pas tous abordés ici. La plante soustrait l'azote dont elle a besoin dans son environnement proche, l'air et le sol. Elle puise dans les sols les formes qu'elle peut assimiler comme les nitrates et l'ammoniaque non fixé. Ce stock est renouvelé par la minéralisation de l'azote organique provenant des fertilisants, des processus d'humification, de décomposition et des déjections animales. Les déjections et les fertilisants contribuent également au renouvellement direct des nitrates et de l'ammoniaque dans les sols. Sous les formes ammoniaque et nitrate, l'azote est donc immédiatement disponible pour la plante mais peut également être lixivié à la faveur de précipitations. Le risque de contamination des eaux souterraines par les nitrates augmente par fortes pluies si le stock lixiviable est disponible. Ce danger est d'autant plus fort quand la couverture végétale est absente. Des pertes importantes peuvent également être imputées à la transformation des nitrates en azote et oxydes d'azote (dénitrification), due à différents types de processus chimiques et biologiques.

De toutes les formes de l'azote présentes dans le sol, seules les formes minérales ont été analysées. Il est donc impossible avec ces données de calculer un bilan complet de l'azote durant cet essai. Elles permettent cependant d'appréhender le danger de telles pratiques pour les eaux souterraines par les tendances évolutives globales.

9.5.2.3. MÉTHODOLOGIE

Les échantillons ont été prélevés à la tarière à main par tranches de 30 centimètres de sol et cela jusqu'à 90 cm au maximum. Chaque échantillon résulte d'un mélange d'au moins quatre sondages espacés de 1 mètre environ, afin d'éviter l'effet ponctuel engendré par les pissats. Les échantillons ont été transportés dans des glacières et ont été congelés dès leur retour du terrain. L'azote minéral a été extrait à l'aide de CaCl_2 0.01M et l'analyse a été effectuée par colorimétrie (laboratoire de la Station agronomique de Changins).

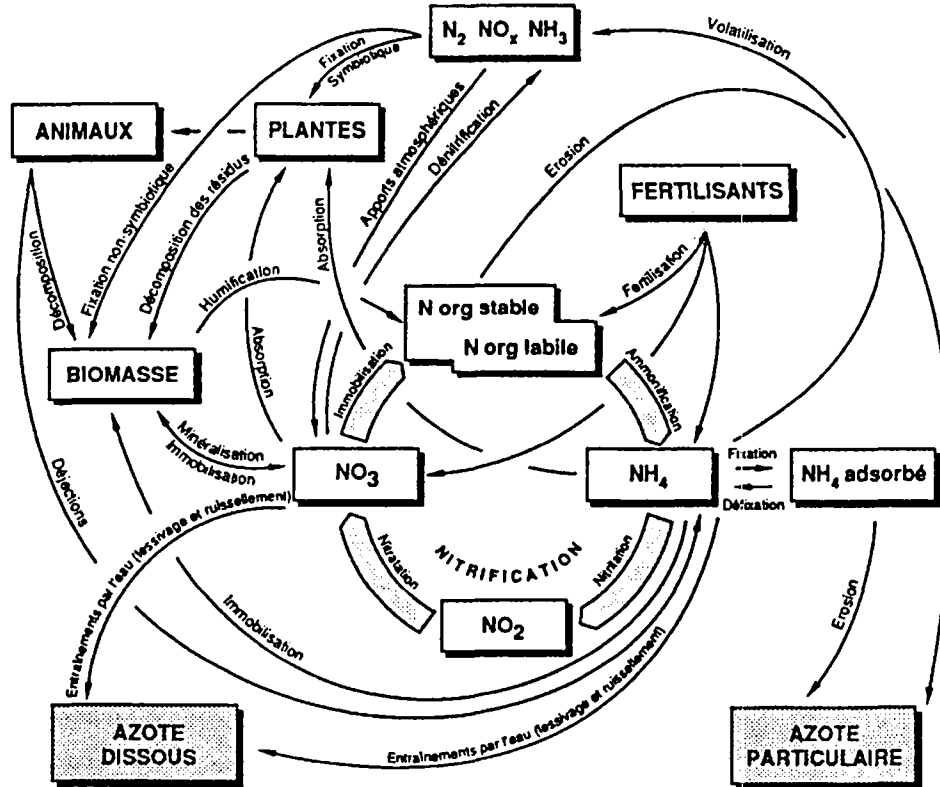


Figure 9.3: Le cycle de l'azote dans le sol (Kauark Leite, 1990).

9.5.2.4. RÉSEAUX D'ÉCHANTILLONNAGE

Deux réseaux d'échantillonnage ont été constitués dans le cadre de cette étude afin de déterminer l'évolution temporelle d'une part et la répartition spatiale de la contamination d'autre part.

Le réseau temporel comprend 5 sites qui ont été échantillonnés tous les mois environ¹ (voir figure 9.2):

- 1 à l'extérieur de la parcelle (référence externe avec sol profond);
- 2 entre la mangeoire et l'abri no 2;
- 5 près de l'abri no 2;
- 12 dans la combe située à l'est du terrain (figurant un endroit peu visité);
- 17 devant la mangeoire.

1. Moins fréquemment en hiver en raison d'une activité végétale et microbienne réduites.

Le réseau d'échantillonnage spatial comprenant 20 points a été constitué dans le but d'étudier la répartition des teneurs en azote minéral sur l'ensemble de la parcelle. Les prélèvements sur ce réseau ont été effectués avant et après la mise en pacage de la parcelle durant l'année de l'essai, ainsi qu'au printemps suivant l'essai. La répartition de ces points est plus serrée dans la partie avale où l'activité porcine était la plus attendue. Trois points sont situés à l'extérieur de la parcelle et constituant les références externes.

9.5.2.5. RÉSULTATS DES OBSERVATIONS

9.5.2.5.1. DÉGRADATION DE LA VÉGÉTATION

La présence ou l'absence de végétation est un paramètre important qu'on ne peut négliger lors de l'étude des phénomènes qui régissent les transformations et mouvements des différentes formes de l'azote dans les sols. Pour permettre l'interprétation des graphes temporels, il est nécessaire de connaître en parallèle l'évolution de la végétation (voir tableau 9.1). La dégradation de la végétation est très particulière dans le cas de la pâture des porcs. Ils fouillent la terre de leur groin et détachent des mottes de la partie superficielle du sol sur une dizaine de centimètres environ. Une fois le travail entamé, ils poursuivent leur quête de manière systématique en faisant avancer le front de dégradation (voir photo 9.2). Il n'est cependant pas possible de donner précisément une date de détérioration du couvert végétal (mottes retournées) puisque l'échantillon résulte d'un mélange de 4 sondages et que la dégradation n'est souvent pas homogène à cette échelle. Certains porcs ont commencé à fouiller le sol dès le premier jour (3 juin 1996). L'acti-

	14.5.96	17.6.96	22.7.96	13.8.96	3.9.96	18.9.96
Site 1	+	+	+	+	+	+
Site 2	+	+	±	±	-	-
Site 5	+	±	-	-	-	-
Site 12	+	+	+	±	-	-
Site 17	+	-	-	-	-	-

Tableau 9.1: Evolution de la végétation sur les sites de prélèvement du réseau temporel (+: avec végétation; ±: début de dégradation; -: sans végétation)

tivité des autres porcs s'est montrée sensiblement plus tardive.

Le piétinement a joué également un rôle important dans la destruction de la végétation près des mangeoires et comme une mare s'y trouvait déjà avant la venue des porcs, les terrains environnants sont rapidement devenus boueux. Après deux semaines, les dégâts au pâturage ont commencé à s'étendre mais ne sont véritablement devenus importants qu'à partir de la fin juillet. Dès la mi-août, tous les points du réseau d'échantillonnage étaient touchés et la végétation a commencé à disparaître peu à peu pour y être complètement absente dès le début septembre.

9.5.2.5.2. DÉGRADATION DES SOLS

L'état des talus a fait l'objet d'une attention particulière en raison de leur grande sensibilité aux phénomènes d'érosion lors de la destruction de leur structure superficielle. Une telle atteinte aurait représenté une perte irremplaçable des points de vue botanique, paysage, protection des eaux face aux contaminations potentielles (couverture protectrice absente). De plus, la reconstitution de tels sols étant très lente, la manifestation de ces dommages resterait visible longtemps. Les porcs n'ont que rarement attaqué les endroits pentus. Sur les pentes irrégulières, ils ont fouillé les replats situés derrière les bosses.



Photo 9.2: Etat du pâturage le 17 juin, le 25 juin, le 25 juillet et le 3 septembre 1996, soit respectivement après deux semaines, trois semaines, presque deux mois de pacage et quelques jours avant que les porcs ne partent pour l'abattoir. Le front de dégradation est souligné par un liséré noir.

9.5.2.5.3. RÉPARTITION SPATIALE DES TENEURS EN AZOTE MINÉRAL DES SOLS

Trois campagnes d'échantillonnage comprenant 20 points d'échantillonnage ont été effectuées. Les prélèvements ont été effectués le 14 mai 1996 (avant l'arrivée des porcs), le 18 septembre 1996 (après leur départ) et le 3 juin 1997 (au printemps de l'année suivante avant que la parcelle ne soit pâturée). Les résultats des analyses sur les 30 premiers cm de sol sont représentés sur la figure 9.4.

Les résultats obtenus lors de chaque prélèvement sont représentés sur la carte de situation. La colonne de gauche représente le prélèvement du 14.5.96, celle du milieu celui du 18.9.96 et celle de droite celui du 3.6.97. Trois teintes différentes représentent les teneurs en nitrates (gris foncé), ammoniacque (gris clair) et nitrites (gris moyen). La longueur de l'axe de l'ordonnée est calibrée pour représenter 50 mg N/kg de terre sèche et est la même pour tous les graphes. Les graphes des sites 16 et 17 ont montré de fortes teneurs en nitrates, respectivement ammoniacque lors du prélèvement de septembre 1996, si bien qu'elles n'ont pas été représentées dans leur intégralité.

Pour la plupart des sites, les teneurs en azote sont plus élevées en septembre par rapport aux mesures effectuées en mai 1996, pour atteindre à des valeurs beaucoup plus basses au printemps 1997. Cette tendance est plus forte dans la partie avale au nord-ouest du terrain. Sur la parcelle de l'essai, 23 % des sites (4/17) ne suivent pas cette évolution mais montrent une teneur plus faible en septembre 1996 (7, 9 et 12) ou augmentent progressivement au cours des trois campa-

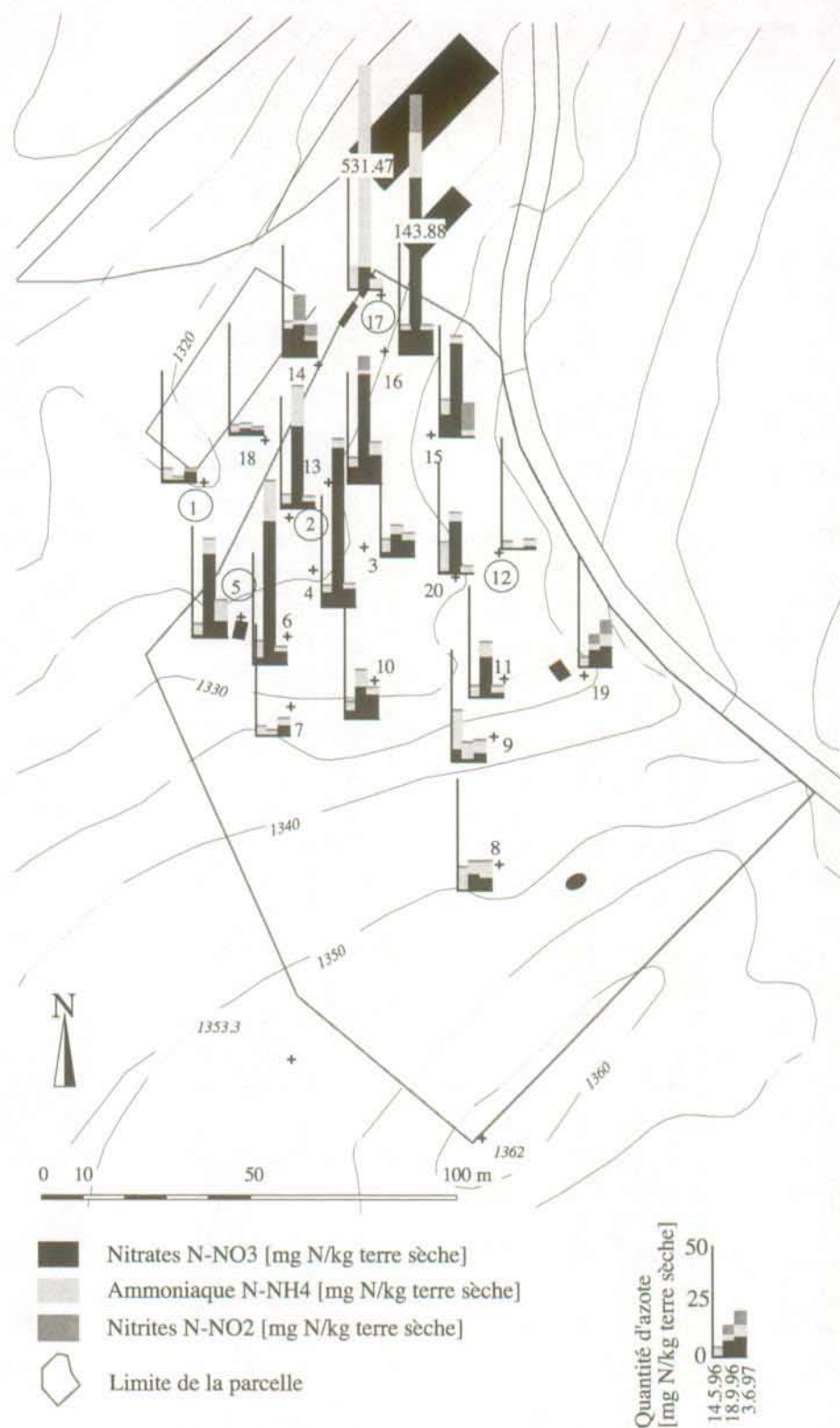


Figure 9.4: Teneurs en composés azotés minéraux mesurés lors de trois campagnes d'échantillonnage, les 14 mai 1996, 18 septembre 1996 et 3 juin 1997, représentés de gauche à droite pour la tranche de sol 0-30 cm.

gnes (19). En-dehors de la parcelle, un site sur les trois sites observés ne suit pas cette tendance. Il s'agit du site 1, choisi comme référence externe lors du suivi temporel, où les teneurs sont plus faibles en septembre.

Les résultats de ces prélèvements sont également donnés en annexe 6 sous forme de tableau où apparaissent les valeurs brutes en mg N/kg terre sèche et les teneurs en pourcent des nitrates, ammoniacque, nitrites par rapport au Nmin total. Dans la plupart des résultats de ces analyses, les nitrates sont en proportion plus importante par rapport à l'ammoniacque. Les nitrites sont rares mais apparaissent quand même dans les sites 13, 14, 15, 16 et 19.

9.5.2.5.4. EVOLUTION TEMPORELLE DE L'AZOTE MINERAL

Cinq sites ont été échantillonnés tous les mois environ, sauf durant la période hivernale où la neige recouvre le terrain. Durant cette période froide, les microorganismes et la végétation entrent dans une période de repos si bien que la minéralisation et l'adsorption sont faibles. Comme l'infiltration est également faible durant cette période en raison de la présence d'une couverture neigeuse, on peut admettre que les teneurs en Nmin dans les sols varient peu. Les échantillonnages ont cependant débuté en 1997 le 4 mars sous 30-60 cm de neige, afin de mettre en évidence la dynamique printanière lors de la fonte des neiges. En 1996, le premier prélèvement a été effectué à mi-mai avant toute forme de pacage. Des vaches ont été mises sur la parcelle à la fin du mois de mai, puis les porcs de 3 juin au 14 septembre. Les points de référence étaient soumis à une pâture normale. En 1997, une partie de la parcelle a été remise en pacage porcin entre mai et septembre 1997 (voeu de l'amodiatraire). Les points de prélèvement du réseau temporel ont été soustraits à l'action des porcs en 1997 ainsi qu'à celle des vaches. Après le dernier échantillonnage, qui a été effectué fin juillet, la parcelle a été utilisée pour la pâture bovine.

L'évolution temporelle des nitrates et de l'ammoniacque au cours des deux années d'essai (pas de nitrites sur ces sites) pour chacun de ces sites est présentée sur les graphes de la figure 9.5 et de la figure 9.6. Sur le site 1 (référence externe), une légère augmentation des teneurs en nitrates est visible dans la première tranche de sol au mois de juillet. Celles-ci est soit le résultat du pacage, soit le résultat de la minéralisation de la matière organique. Cette hausse est sans commune mesure avec celles observées pour les sites à l'intérieur de la parcelle. Une migration des nitrates dans les couches inférieures du sol est clairement visible pour les sites 2, 5 et 12 (sol du site 17 très superficiel). Les maxima dans la couche superficielle sont observés entre septembre et octobre pour les sites 2, 5 et 12 et au mois de juin pour le site 17. Les teneurs en ammoniacque présentent des variations plus complexes. De très faibles teneurs ont été mesurées dans le site de référence (1) et les maxima sont atteints en juillet sur le site 5 (pour l'année 1996), en août pour le site 12 et en septembre pour les sites 2 et 17 pour la tranche de sol comprise entre 0 et 30 cm. Les teneurs en ammoniacque sont très faibles dans les couches plus profondes, si bien que des pertes par lixiviation sont peu probables.

Deux récoltes d'herbages (1 m²) ont été effectuées en 1997 sur les différents sites du réseau temporel (1, 2, 5, 12 et 17), ainsi que sur le site 13, afin d'estimer la quantité d'azote soustraite du sol par la végétation durant cette deuxième année (voir tableau 9.2), ainsi que la croissance de la végétation.

Les types de végétation sont très différents pour chacun des sites, si bien qu'il est difficile de les comparer entre eux. Le 25 juin 1997, trois sites n'ont pas été récoltés, faute de végétation (5, 12 et 17), alors que le site de référence (1) avait déjà permis la croissance de 36 dt de matière sèche par hectare (MS/ha). Les sites 2 et 13 n'ont produit que 10 et 7 dt MS/ha respectivement durant la même période de temps (voir le couvert végétal sur les sites d'échantillonnage sur le montage photo 9.3). Lors de la deuxième récolte effectuée un mois plus tard (29 juillet 1997), le site de référence a permis la récolte de 8 dt MS/ha, alors que les sites 2, 5 et 13, ont permis une récolte de respectivement 22, 9 et 18 dt MS/ha. La période de croissance s'est donc révélée

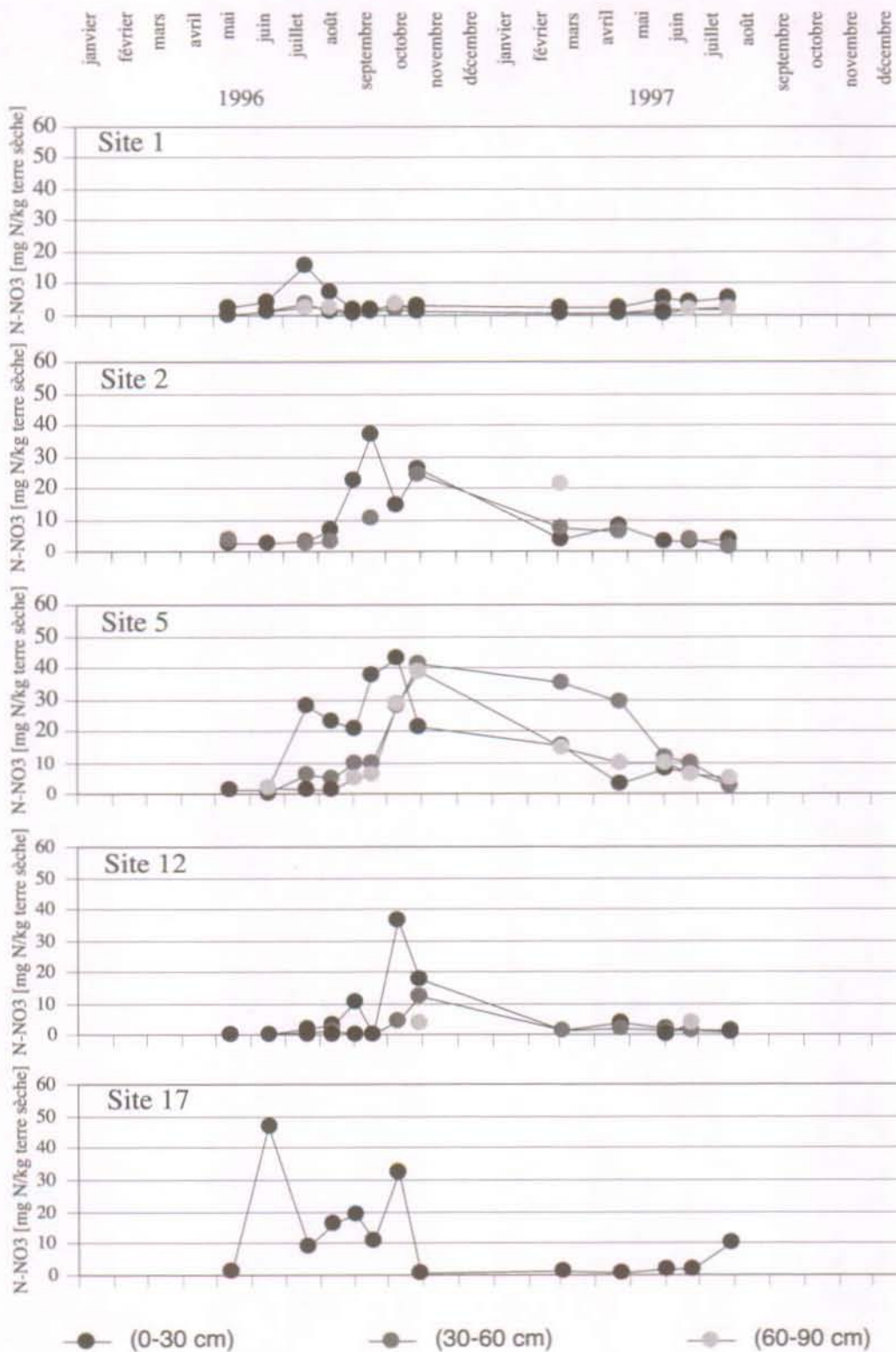


Figure 9.5: Teneurs en nitrates [mg N/kg de terre sèche] par tranche de sol de 30 cm dans les sites du réseau temporel (les résultats du site 17 ne sont pas représentés à la même échelle).

plus tardive pour les sites compris sur la parcelle de l'essai. Les rendements observés jusqu'à fin juillet sont cependant plus faibles.

Les quantités de matière azotée (MA) correspondant aux récoltes ont été estimées grâce à la Fi-

9. Alternative pacage des porcs en semi-liberté

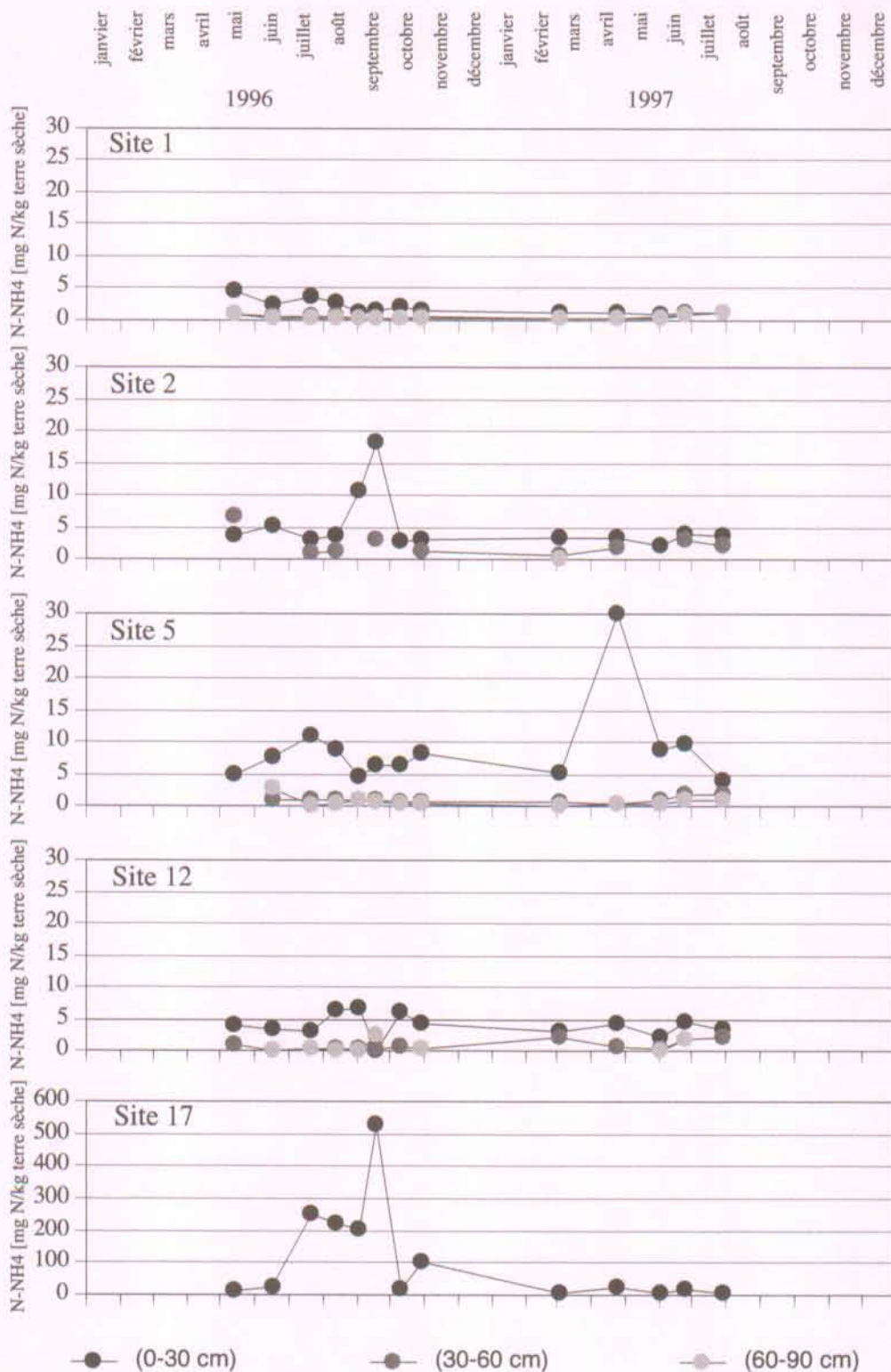


Figure 9.6: Teneurs en ammoniacque [mg N/kg de terre sèche] par tranche de sol de 30 cm dans les sites du réseau temporel (les résultats du site 17 ne sont pas représentés à la même échelle)

che technique 3 intitulée "Estimation du fourrage des prairies" (ADCF, 1995). Cette fiche n'est normalement pas destinée à l'estimation de la valeur du fourrage des prairies extensives. Les valeurs ont été légèrement augmentées pour tenir compte des différentes vitesses de croissance de

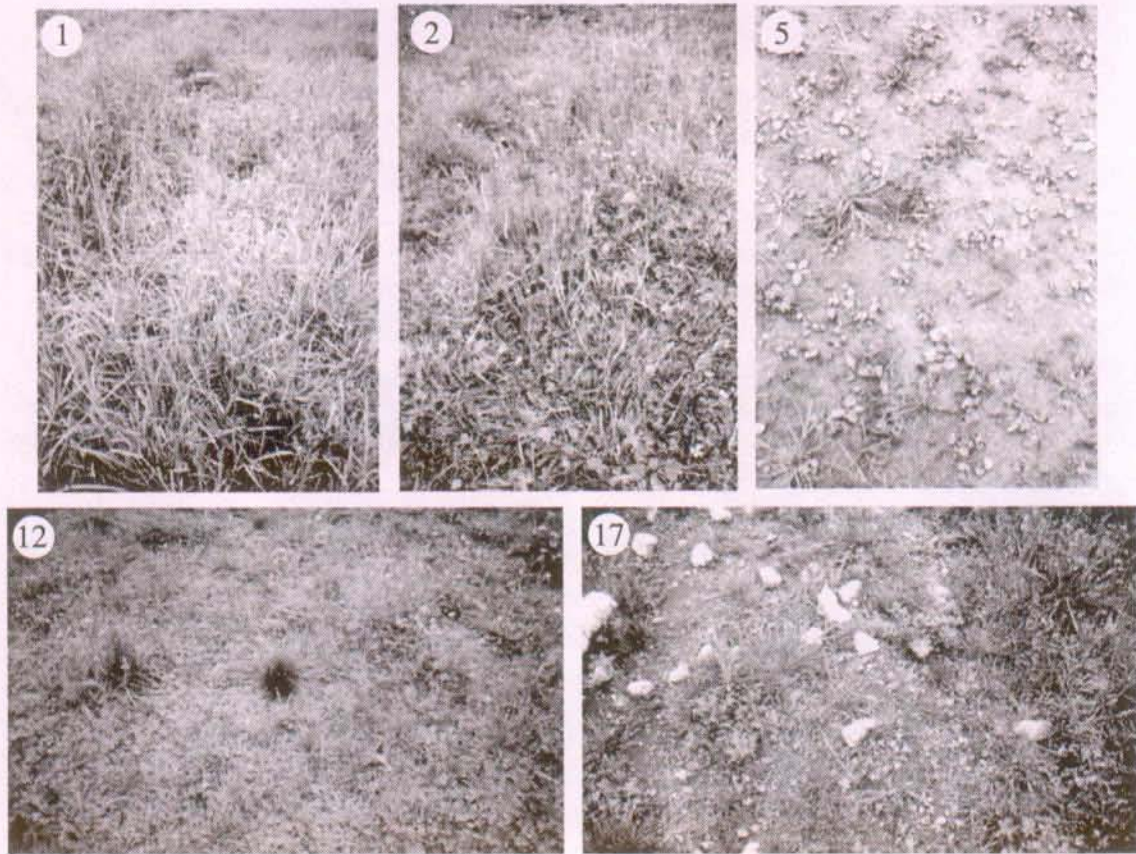


Photo 9.3: Couvert végétal le 2 juillet 1997 sur les différents points du réseau d'échantillonnage.

	Rendement	Sites					
		1	2	5	12	17	13
25.6.97	Rendement [dt MS/ha]	36	10	-	-	-	7
	MA [g/kg MS]	125	150	-	-	-	150
	Azote [kg N/ha]	72	24	-	-	-	17
29.7.97	Rendement [dt MS/ha]	8	22	9	-	-	18
	MA [g/kg MS]	160	160	160	-	-	160
	Azote [kg N/ha]	20	56	23	-	-	46
Total jusqu'au 29.7.97	Rendement [dt MS/ha]	44	32	9	-	-	25
	Azote [kg N/ha]	92	80	23	-	-	63

Tableau 9.2: Rendements jusqu'au 29 juillet 1997 en dt de matière sèche par hectare [dt MS/ha] sur les sites du réseau temporel (1, 2, 5, 12 et 17) ainsi que sur le site no 13. La correspondance est donnée en matière azotée (MA), ainsi qu'en azote (N).

la végétation entre la plaine et la montagne. La teneur en matière azotée [g/kg MS] est déterminée en fonction de la composition botanique, ainsi que du stade de développement de la prairie. Le stade de développement dépend de celui d'une ou de plusieurs plantes de référence et dans ce travail, le choix a été porté sur le dactyle. Pour obtenir une teneur en azote, la MA est divisée par le coefficient conventionnel de 6.25 correspondant à une protéine renfermant 16% d'azote.

9.5.2.5.5. SUR LA PRÉSENCE DE HAUTES TENEURS EN AMMONIAQUE AU PRINTEMPS

L'évolution des différentes formes de l'azote minéral (N_{min}) varie sensiblement au cours de la saison. La dynamique des populations bactériennes dans les sols joue un rôle considérable dans les phénomènes de minéralisation. L'effet le plus remarquable est visible au printemps, alors que la végétation a déjà commencé à pousser. Sur 20 sites échantillonnés à la mi-mai (avant toute forme de pâture), 14 contiennent plus d'ammoniaque que de nitrates, alors qu'en automne, quand la végétation n'est plus présente, seuls 3 sites montrent encore plus d'ammoniaque (7, 9 et 17). Ces relativement fortes teneurs en ammoniaque au printemps pourraient être expliquées par une différence de comportement entre les souches bactériennes qui prennent part aux transformations des formes de l'azote organique ou minéral dans les sols. Les phénomènes de minéralisation ont commencé dès le début des beaux jours par l'ammonification de l'azote organique par différents types de microorganismes. Ces processus sont fortement activés au printemps par les alternances gel-dégel (Kauark Leite, 1990), qui ont la propriété d'être létales pour les bactéries nitrifiantes. Au printemps 1996, les conditions climatiques sont idéales pour amorcer les phénomènes de minéralisation, mais seule l'ammonification peut avoir lieu car ces mêmes conditions climatiques empêchent la croissance des bactéries permettant la nitrification de l'ammoniaque en nitrites et nitrates. Ce phénomène a lieu durant une courte période puisqu'il n'a été observé l'année suivante que sur 4 sites sur le total de 20 (voir le pic d'ammoniaque sur le site 5 en avril 1997). L'échantillonnage mensuel ne permet pas toujours de mettre ce phénomène en évidence.

9.5.2.5.6. SUR LA PRÉSENCE D'IMPORTANTES FRACTIONS D'AZOTE AMMONIACAL PAR RAPPORT AUX NMIN EN AUTOMNE 96 LORS DE L'ÉCHANTILLONNAGE SPATIAL.

Trois sites du réseau spatial ont présenté des teneurs en ammoniaque plus élevées que celles des nitrates en automne 1996. Pour deux de ces sites (7 et 9), leur situation particulière sur le talus pourrait être la raison de ces teneurs inhabituelles. En effet, les sols de type rendzine des talus sont réputés pour être secs, car leur faible épaisseur ne leur permet de stocker de grande réserve en eau. Il semblerait qu'en sol sec, la nitrification serait ralentie plutôt que l'ammonification, ce qui expliquerait les teneurs plus élevées à cet endroit (Dommergues et Mangenot, 1970). Sur le graphe des pluies (figure 9.7), on peut en effet remarquer une période plutôt sèche qui s'étend du 29 août au 18 septembre (date du prélèvement) avec des précipitations deux jours uniquement, les 12 et 13 septembre 1996 (2.2 et 8.3 mm respectivement).

Le troisième site, près des mangeoires, est un peu particulier. Même si le sol est également peu épais, il a tendance à rester humide plus longtemps, probablement en raison de sa situation en pied de talus. Or, quand l'humidité est suffisamment importante pour induire une anaérobiose, les phénomènes de nitrification subissent un ralentissement plus fort que ceux d'ammonification (Dommergues et Mangenot, 1970). Ce phénomène pourrait expliquer une accumulation d'azote ammoniacal systématique au cours de l'année à cet endroit-là. En effet, sur 13 échantillons prélevés, 10 contenaient plus d'ammoniaque que de nitrates. Comme ce site est situé près des mangeoires, il est probable que les quantités d'urine excrétées y soient relativement plus importantes qu'ailleurs puisque la nourriture leur est donnée sous forme liquide. L'anaérobiose permet également le développement des phénomènes de dénitrification, qui contribuent à réduire le stock des nitrates par rapport à celui de l'ammoniaque. Les phénomènes de volatilisation devraient également être importants puisque la végétation a disparu très tôt sur ce site, mais ne permettent pas de rééquilibrer le rapport ammoniaque / nitrates.

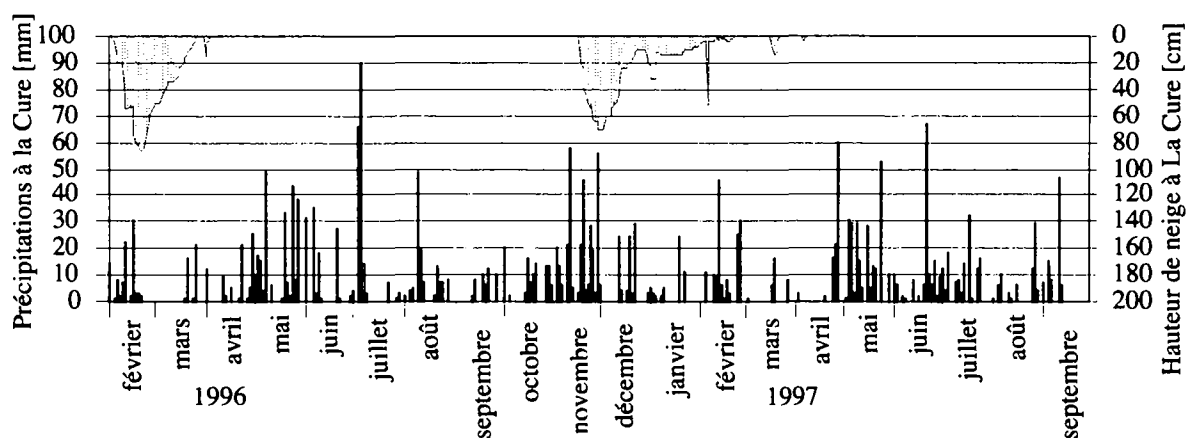


Figure 9.7: Précipitations journalières et hauteur de neige à la station pluviométrique de La Cure.

9.5.2.5.7. SUR L'ÉVOLUTION TEMPORELLE DE LA FRACTION D'AZOTE AMMONIACAL PAR RAPPORT AUX NMIN AU COURS DE L'ESSAI.

Nous avons vu au chapitre précédent que le site 17 présentait des conditions particulières permettant d'expliquer des teneurs en ammoniacale plus élevées que celles des nitrates. Les résultats des investigations sur les autres sites du réseau temporel montrent que la fraction ammoniacale est également importante en d'autres endroits de la parcelle et que seul le site 1 (référence externe) a un comportement différent au cours de la saison.

Les sites 2, 5 et 12 montrent une fraction ammoniacale dominante en mai et juin 96 et cela se prolonge jusqu'en août sur le site 12. Sur le site 5, la fraction ammoniacale est dominante d'avril à juillet 97, alors que sur le site 12, elle l'est en mars-avril et juin-juillet 97.

Il est probable que ces teneurs relativement plus élevées en ammoniacale soient le résultat de la pâture des porcs, mais il n'est pas possible de l'affirmer avec les résultats obtenus. Les teneurs en azote se sont parfois révélées importantes durant l'essai, mais cela ne donne pas d'indication sur les réserves accumulées sous forme organique (libération d'ammoniacale par ammonification). Une certaine quantité d'ammoniacale a probablement été fixée alors qu'il abondait, puis libérée l'année suivante. La fraction ammoniacale est moins importante durant les mois les plus chauds (voir figure 9.8, figure 9.6). Cette observation peut être expliquée par deux phénomènes qui sont la baisse de minéralisation et une perte de l'ammoniacale par volatilisation, toutes deux étroitement liées à une hausse de températures.

9.5.2.5.8. SUR L'ÉVOLUTION DES FORMES DE L'AZOTE MINÉRAL DANS LE TEMPS

L'effet du pacage des porcs est visible sur les graphes des séries temporelles (voir figure 9.5, figure 9.6). Dès le mois de juin, les valeurs des nitrates et de l'ammoniacale augmentent pour culminer entre juillet et septembre. Les valeurs ne sont jamais aussi élevées pour le site-témoin (1), malgré le fait qu'il soit utilisée pour le pacage des vaches. Le pic du mois de juillet est soit le résultat de la minéralisation, soit celui de la pâture et l'équilibre à cet endroit est certainement assuré par la présence de la végétation qui absorbe l'azote disponible. La destruction de la végétation sur les différents sites entraîne une augmentation des teneurs en Nmin (voir tableau 9.1), soit juillet-août pour le site 2, juin pour le site 5, août pour le site 12 et juin pour le site 17. La présence ou l'absence de végétation est donc un paramètre important pour assurer l'équilibre de l'azote dans ces sols. De plus, une grande partie de la végétation arrachée sous for-

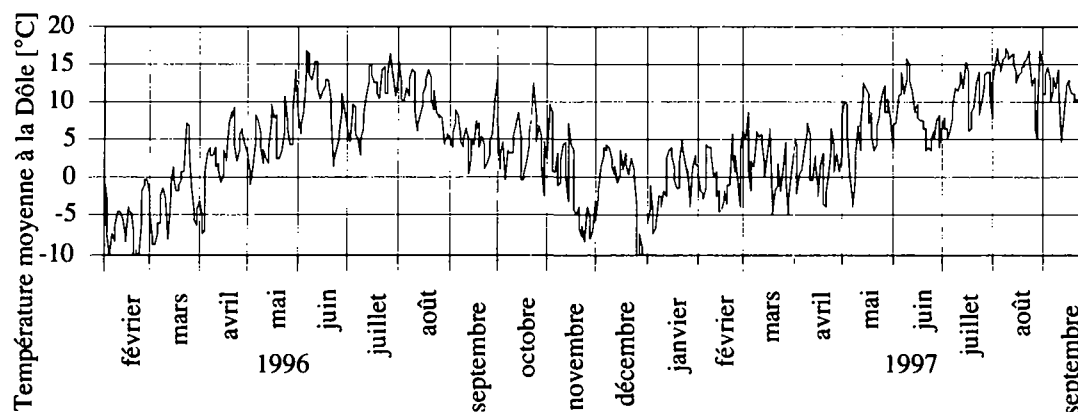


Figure 9.8: Températures journalières moyennes à la station météorologique de la Dôle.

me de mottes contribue, par sa minéralisation, à l'augmentation du stock d'azote dans ces sols.

La forme ammoniacale de l'azote est moins persistante et diminue dès le mois d'octobre. La forme nitrate, de par sa position en fin de chaîne de minéralisation, est plus lente à se régulariser et il faut attendre le printemps 1997 pour voir le stock de nitrates retrouver des valeurs normales. La croissance de la végétation a permis une diminution notable de ces teneurs en nitrates.

9.5.2.5.9. SUR LES PERTES EN AZOTE

Les pertes de l'azote peuvent être dues à de multiples causes comme la lixiviation, la volatilisation, la dénitrification, etc... Il n'est pas possible d'établir un bilan de l'azote avec les mesures des Nmin uniquement, mais ces observations permettent quelques remarques.

Les pertes d'azote par lixiviation ne sont pas quantifiables globalement mais les mesures effectuées à plusieurs profondeurs (0-30, 30-60 et 60-90 cm) permettent de mettre en évidence la lixiviation des nitrates dans le sol. Celle-ci est particulièrement visible sur le site 5 (figure 9.5). On y voit parfaitement le cheminement des nitrates en profondeur (gris moyen à gris clair), qui ne seront dès lors plus disponibles ni pour la végétation, ni pour les microorganismes et vont poursuivre leur cheminement jusqu'aux eaux souterraines.

La diminution des teneurs en ammoniacque peut être expliquée par différents phénomènes comme la nitrification, la volatilisation ou la fixation. La forme ammoniacale n'apparaît que peu en profondeur, en raison d'une faible lixiviation.

9.5.2.5.10. SUR LA PRÉSENCE DES NITRITES

Cinq sites sur les vingt étudiés ont contenu des nitrites au moins une fois lors des différents échantillonnages. Malheureusement, aucun de ces sites (13, 14, 15, 16 et 19) ne fait partie du réseau d'échantillonnage temporel. Sur ces cinq sites, aucun n'était positif lors de l'échantillonnage précédent l'essai, au printemps 1996. Les sites 14 et 19 se sont révélés positifs pour les deux autres campagnes d'échantillonnage.

9.5.2.6. SYNTHÈSE

Les campagnes d'échantillonnages spatiales mettent en évidence un accroissement des teneurs en nitrates et ammoniacque sur la plupart des sites investigués, surtout dans la partie avale du terrain, alors que les valeurs externes restent relativement stables. Sur les suivis temporels, l'augmentation des teneurs en nitrates coïncide avec la destruction de la végétation. La charge animale n'est pas excédentaire mais comme la végétation a disparu relativement vite, les éléments nutritifs produits sur la parcelle n'ont pas pu être absorbés par les plantes. Il en résulte donc un accroissement important des teneurs en nitrates et ammoniacque. Cet excédent est accentué par le fait que les végétaux arrachés se minéralisent sur place, augmentant par la même occasion les teneurs en Nmin. Les suivis temporels permettent de mettre en évidence la lixiviation des nitrates (site 5) vers les eaux souterraines, ainsi qu'une importante production d'ammoniacque près des mangeoires.

De grandes quantités d'azote sont absorbées par la végétation. La présence de celle-ci pourrait donc contribuer à remédier aux surplus observés lors de cet essai et limiter ainsi les pertes. Il est donc important de la protéger lors d'une pâture de ce type. Celle-ci ne peut cependant pas être garantie près des mangeoires en raison du piétinement (fréquent passage des porcs). Les solutions envisageables sont la rotation des sites d'affouragement et la récupération des excréments à cet endroit-là.

9.5.3. HYDROGÉOLOGIE

L'alimentation des sources situées autour du terrain d'essai pourrait être assurée par des eaux provenant de l'aquifère du Barrémien-Hauterivien supérieur. Il est cependant fortement probable que les deux sources situées au sud du terrain soient le fruit de la décharge de l'aquifère du Valanginien supérieur.

Une baisse des conductivités électriques est observée au mois de mars pour les trois sources étudiées (voir figure 9.9). Celle-ci correspond vraisemblablement à une dilution due à la recharge de l'aquifère par la fonte des neiges printanière. Les conductivités durant la période estivale sont légèrement plus élevées pour la source située au sud-ouest et peuvent être liées au pacage du bétail (vaches ou porcs) dans le bassin d'alimentation de celle-ci. Les débits des trois sources montrent des hausses de débit lors de pluies importantes et à la fonte des neiges.

9.5.4. SUIVI BOTANIQUE

L'évolution de la végétation a été suivie à l'aide d'une vingtaine de placettes permanentes, relevées avant le passage des porcs et durant la période de régénération l'année suivante (Vittoz, 1999). Aucune espèce n'a disparu de la parcelle après cet essai et la fumure n'a pas induit de grandes modifications de la végétation en place. L'incidence de la répétition d'une telle pratique est cependant difficile à estimer à long terme. Les conséquences du labourage par les porcs varient en fonction du type de végétation. Peu d'espèces ont disparu des placettes des pâturages eutrophes sur sols profonds labourés lors de l'essai. Les atteintes sont légèrement plus importantes pour les pâturages sur sols superficiels dans lesquels on a observé une moins bonne recolonisation. Comme la surface concernée est petite, l'impact global sur le pâturage est peu important. Les dégâts observés sur les placettes des pâturages oligotrophes sur sol profond sont plus importants et la végétation y a beaucoup changé. Comme ces sols sont rares à l'échelle de l'arc jurassien, leur endommagement serait une perte significative du point de vue botanique.

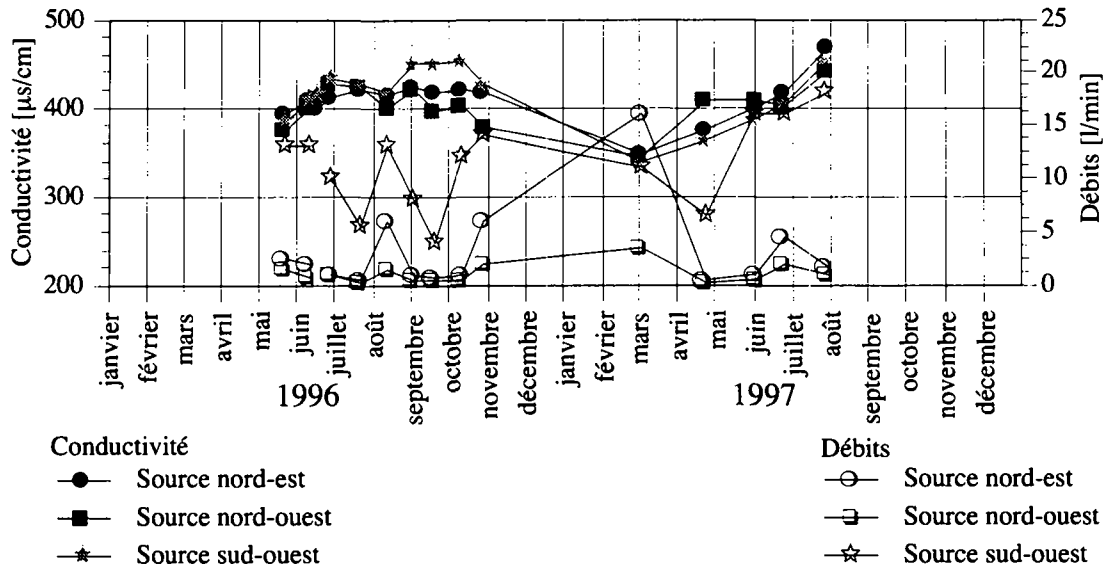


Figure 9.9: Evolution des conductivités et des débits dans trois sources situées autour de la parcelle testée.

Un grand travail de réaménagement du terrain a été effectué après l'essai. Les mottes ont été remises en place et une grande partie de la surface a étéensemencée peu avant la première chute de neige avec un mélange du type standard 460 (Troxler, 1999). La recolonisation par les plantes en 1997 est fonction d'un ensemble de paramètres locaux. Les graines des mottes retournées ont souffert du manque de pluie au printemps 1997. La croissance s'est montrée plus rapide dans les endroits où les mottes étaient bien décomposées, plus particulièrement dans les zones humides sur sols profonds. La meilleure colonisation a été observée pour les espèces suivantes: phléole, fétuque des prés, fétuque rouge, lotier corniculé, trèfle blanc et ray-grass anglais.

9.5.5. SUIVI VÉTÉRINAIRE

Les porcelets se sont bien adaptés aux conditions extérieures et l'état de santé des porcs a été remarquablement bon (Francfort, 1999). La pathologie classique observée en abattoirs chez les porcs engraisés en porcherie n'a pas été constatée (pneumonies, pleurésies, péricardites, polyarthrites, abcès). Un porc a péri durant la saison à la suite d'un iléus provoqué par une hernie ombilicale congénitale diagnostiquée à l'arrivée. Les seules atteintes constatées provoquées par la vie en plein air sont les coups de soleil. Ce type d'élevage présente cependant un danger légèrement plus élevé de réintroduire des épizooties comme la leptospirose, certaines maladies parasitaires et la peste porcine (presque complètement éradiquées).

9.5.6. ASPECTS PRATIQUES

Les avantages de ce type d'élevage par rapport à une pratique normale sont nombreux. Pour l'amodiatrice, le plus important concerne le bien-être des porcs, qui éprouvent un stress moins important. Pratiquement, il est également plus facile de surveiller leur état de santé. La détention en plein air écarte également les problèmes d'aérations et de mauvaises odeurs et les travaux de nettoyage sont plus succincts. Du point de vue commercial, l'investissement est plus important, mais il semble y avoir un marché potentiel privé à exploiter, permettant un meilleur prix de vente.

Certains désavantages existent. S'il n'est pas nécessaire de posséder une porcherie, cette pratique nécessite quelques investissements sous forme d'abris, mangeoires, pompe, tuyaux qu'il est nécessaire de rentabiliser. L'affouragement en plein air est sensiblement plus compliqué et nécessite plus de travaux de nettoyage. Les aliments complémentaires sont plus chers. Les porcs doivent avoir une certaine taille pour qu'on puisse les mettre à l'extérieur. Ils sont donc également plus chers à l'achat. De plus, la surface utilisée pour les porcs n'est plus disponible pour les vaches.

9.6. SYNTHÈSE

L'élevage de porcs en semi-liberté pourrait être une bonne alternative pour réduire le risque de contamination des eaux souterraines. Certains aspects très positifs ont pu être observés durant cet essai concernant notamment la santé des porcs et leur croissance (Francfort, 1999; Jost et Stucki, 1999). Cependant, l'élevage de 25 porcelets sans boucle sur une surface de 2 ha ne peut être conduit sans la considération de certains aspects particuliers. En effet, une atteinte importante à la végétation a été observée (Troxler, 1999; Vittoz, 1999) et les risques de pertes en éléments nutritifs qui en découlent ne sont pas négligeables.

La régénération de la végétation est lente, celle-ci montre un rendement herbager plus faible que la normale l'année suivante, si bien que le pacage des vaches n'est possible qu'à partir de la mi-saison suivante. La recolonisation est surtout fonction du type de végétation, de la structure et de la profondeur des sols (Troxler, 1999; Vittoz, 1999). Les atteintes les plus importantes ont été observées sur les pâturages oligotrophes, qui présentent une valeur botanique en raison de leur rareté (Vittoz, 1999). Un tapis végétal homogène de bonne valeur agronomique ne peut être obtenu rapidement que par ensemencement (Troxler, 1999).

L'augmentation des teneurs en azote minéral observée dans les sols coïncide avec la disparition de la végétation sur chaque site du réseau temporel interne à la parcelle. La dégradation de la végétation en est donc probablement le facteur explicatif important. Les augmentations des composés azotés ont été observées sur l'ensemble de la parcelle, mais en priorité dans la zone nord. Le chemin mangeoire-abri a vraisemblablement joué un rôle préférentiel lors des pérégrinations des porcs à l'échelle de la parcelle. De très fortes teneurs en ammoniacque ont notamment été observées à proximité des mangeoires.

9.7. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

En ce qui concerne le choix de la parcelle, une attention particulière doit être apportée à la qualité des sols. On choisira en priorité une parcelle où les sols sont épais et de bonne qualité (fort potentiel agronomique), et permettent une meilleure régénération de la végétation (Troxler, 1999). Dans les régions jurassiennes, les sols profonds sont prioritairement observés sur les zones planes. Il faudrait cependant éviter de choisir une parcelle avec une grande composante de pâturages oligotrophes, pour lesquels le risque de disparition des espèces botaniques intéressantes est important (Vittoz, 1999). Il est également nécessaire de porter une attention particulière sur la composition de ces sols. On choisira en priorité une parcelle où les sols sont profonds et lourds (Stauffer et al., 1999), afin de limiter la risque de lixiviation considérablement réduit par la présence des argiles et des limons (Chambers et Smith, 1992). Il faut cependant remarquer que les risques de tassement au voisinage des mangeoires et des abris sont plus importants pour les sols à grain fin (Zihlmann et al., 1997). En plaine, il semblerait qu'une parcelle de 1.5 à 2

ares par porc (Menzi et al., 1997; Zihlmann et al., 1997) soit suffisante. En région de montagne, la production fourragère est beaucoup moins importante en raison de la plus courte durée de végétation. Une surface de 0.08-0.1 hectare par porc d'engraissement devrait être prévue.

Le couvert végétal doit absolument être conservé sur la parcelle. En effet, la disparition de la végétation coïncide avec l'accroissement des teneurs en Nmin dans les sols. Or, ceux-ci constituent un risque important de contamination pour les eaux souterraines par lixiviation. Il est pour cela nécessaire de poser des boucles au porcs afin de préserver au maximum la végétation durant la saison d'estivage et de prévoir une rotation sur suffisamment de parcelles afin de permettre à la parcelle endommagée de se régénérer (2 à 3 parcs, équivalent à 1 ou 2 saisons de repos). Une rotation au cours de la même saison sur 2 à 3 parcs pourrait également fortement limiter les dégats sur la végétation.

De très importantes teneurs en Nmin ont été observées aux endroits très fréquentés de la parcelle, principalement près des mangeoires et le risque de lixiviation augmente considérablement (Stauffer et al., 1999). Même si la végétation pouvait être conservée à cet endroit-là, ce qui semble difficile, elle ne pourrait absorber de telles quantités d'éléments fertilisants. Deux options peuvent être choisies:

- déplacer les mangeoires et éventuellement les abris au cours de la saison;
- recueillir les engrais de ferme produits près des mangeoires par l'aménagement d'une place bétonnée, reliée à la fosse à purin (Zihlmann et al., 1997).

Les abris prévus pour les porcs devraient être conçus de manière à ne pouvoir accueillir qu'une partie des porcs. Ils devraient être installés à divers endroits de manière à disperser les porcs au maximum (il est cependant probable que ceux-ci restent groupés malgré tout!).

Les productions d'éléments nutritifs (et d'autres éléments comme les métaux lourds) peuvent également être contrôlés par le biais de l'alimentation. Ainsi les compléments alimentaires devraient être pauvres en phosphore et suffisamment énergétiques pour permettre une croissance suffisante (Jost et Stucki, 1999). D'autre part, les additifs comme le cuivre et le nickel devraient être limités (voir le tableau 5.4), afin d'éviter les charges importantes en métaux lourds (Zihlmann et al., 1997).

10. DÉVELOPPEMENTS FUTURS

La présente étude montre que le fonctionnement hydrogéologique propre à certains types d'aquifères à circulation rapide peut conduire à des contaminations microbiologiques importantes. Ces contaminations induisent généralement la présence de germes potentiellement pathogènes dans les eaux souterraines. Le risque sanitaire lié à la présence de ces germes ne peut être considéré comme significatif en raison des faibles quantités trouvées dans l'eau des sites étudiés en temps normal (c'est-à-dire en l'absence de crue importante).

La présence des germes pathogènes dans les eaux souterraines est fortement liée aux activités pastorales, extensives dans les régions considérées, ainsi qu'aux conditions hydrodynamiques régissant les circulations au sein de l'aquifère. On ne peut donc exclure un accroissement de la contamination en présence d'une activité pastorale plus intense ou de conditions hydroclimatologiques particulières favorisant la survie et le transport de ces germes dans le sous-sol. Cette étude devrait donc être complétée par le développement de divers aspects dont:

- une approche systématique du problème du portage par les animaux, qui contribue au renouvellement du stock de bactéries pouvant être emportées dans les eaux souterraines (fréquence du portage, quelles espèces, pathogénicité). Ce volet pourrait être accompagné d'une étude du risque de contamination pour les personnes en contact direct avec le bétail et au sein du troupeau;
- une étude des possibilités de survie de certaines de ces bactéries et en particulier de *Campylobacter* dans certains milieux environnementaux comme les sols ou la zone non saturée. Cette étude devrait être accompagnée d'analyses morphologiques ou d'études spécifiques (activité métabolique par exemple) permettant de rendre compte de l'état physiologique de ces germes (possibilité de culture, pathogénicité);
- la détermination des conditions hydrodynamiques particulières permettant le transport de ces germes dans les aquifères. Cette approche devrait comporter un travail à petite échelle afin de mettre en évidence les phénomènes d'adsorption-désorption qui peuvent être influencés par les conditions physico-chimiques du milieu;
- le réseau devrait également être élargi de manière à permettre une étude d'aquifères où le bassin versant est caractérisé par des activités anthropogènes plus intenses.

Ces quatre volets contribueraient à préciser le risque encouru et permettraient d'envisager les mesures adéquates en vue d'améliorer la protection des ressources en eau.

11. CONCLUSIONS

Les engrais de ferme apportent les éléments nutritifs nécessaires à la croissance de la végétation. Une utilisation inadéquate de ceux-ci peut cependant induire des contaminations chimiques et bactériologiques importantes des eaux souterraines quand les conditions hydrogéologiques sont défavorables. Ce travail a étudié le cycle des engrais de ferme, afin de déterminer les pratiques à risque, leur réponse dans les eaux de surface et les eaux souterraines et la réalisation d'une nouvelle technique visant à réduire les risques de pollution liés au stockage de ces engrais.

CONTAMINATION DES EAUX

Les contaminations chimiques (chlorures, nitrates, sulfates) observées dans les eaux souterraines des sites étudiés sont infimes. On a cependant pu mettre en évidence de sérieuses contaminations microbiologiques quand les sols et les aquifères présentent un pouvoir épurateur restreint (source du Clos Ister et source du Brassus, caractérisées par des circulations rapides).

Présence des germes pathogènes

La présence de plusieurs espèces potentiellement pathogènes a été mise en évidence dans les eaux de 13 des 14 sites observés (sources, rivières et lac). Ces espèces sont les suivantes:

- *Campylobacter jejuni*, *C. coli*, *C. fetus*
- *Listeria monocytogenes* (sv 1/2a, 1/2b, 4b), *L. ivanovii ivanovii* (sv 5)
- *Yersinia intermedia*, *Y. frederiksenii*, *Y. enterocolitica*, *Y. kristensenii*, *Y. pseudotuberculosis*.

L'espèce la plus fréquemment mise en évidence est *C. jejuni*, isolée dans 75% des sites étudiés avec un pourcentage d'isolation moyen de 20%. *L. monocytogenes* a été isolée en moyenne dans 16% des échantillons prélevés (8% sv 1/2a et 8% sv 4b). Les yersinias sont relativement moins fréquentes et ont surtout été rencontrées dans les rivières. Aucune salmonelle n'a été isolée dans les échantillons prélevés dans le cadre de cette étude.

Les germes pathogènes isolés dans les eaux des sites étudiés semblent appartenir à deux catégories distinctes. La première catégorie, qui rassemble *C. jejuni*, *L. ivanovii* et *L. monocytogenes* 4b, est étroitement liée aux activités alpestres dans le bassin d'alimentation. La deuxième rassemble *L. monocytogenes* 1/2a, *C. coli* et *Yersinia* et ne semble pas liée aux activités pastorales dans le bassin d'alimentation. Cette différence est probablement le résultat d'une capacité de survie meilleure pour les espèces pouvant être isolées indépendamment de la saison.

Facteurs explicatifs de la réponse

La présence de ces bactéries dans les eaux de surface et les eaux souterraines est fonction d'un certain nombre de facteurs parmi lesquels les plus fréquemment mis en évidence dans la présente étude sont les pluies, les températures et la présence du bétail.

Les facteurs importants conditionnant la réponse en germes pathogènes sont différents pour les eaux de surface et les eaux souterraines:

- pour les eaux de surface, la réponse est fonction en tout premier lieu des conditions climatiques (elle augmente avec la température de l'air);
- pour les eaux souterraines, la réponse est d'abord induite par les conditions hydrogéologiques locales qui définissent les conditions de circulation. Dans le cas des aquifères à porosité d'interstice, la présence du bétail sur le bassin d'alimentation détermine la réponse en bactéries pathogènes à la source (Clos Ister, Confluent). La persistance de la contamination est fonction des conditions d'infiltration des eaux et vraisemblablement de la capacité de stockage dans le bassin d'alimentation. En ce qui concerne les aquifères karstiques (Brassus), la réponse bactériologique semble d'avantage liée aux conditions hydrodynamiques qu'à la présence du bétail.

Si la disparition des germes pathogènes est relativement rapide en surface (quelques jours), il est probable que certains milieux permettent leur survie durant un laps de temps beaucoup plus important dans les sols et les sous-sols. Les résultats laissent présager une survie possible de plusieurs semaines, voire plusieurs mois pour les bactéries particulièrement résistantes.

Evaluation des indicateurs bactériologiques de contamination

La présente étude a montré qu'une isolation de germes pathogènes en absence d'indicateurs (*E. coli* et entérocoques = 0 UPC/100 ml, germes aérobies <100 UPC/ml) est peu probable (2.3% pour les eaux souterraines). Ces pathogènes mis en évidence sont généralement des espèces particulièrement résistantes (non liées à la présence directe d'une source de contamination) et leur concentration dans les eaux est généralement faible. Les indicateurs actuellement utilisés dans le domaine de l'analyse de l'eau sont donc fonctionnels pour indiquer la présence de bactéries pathogènes en temps normal. Il paraît cependant nécessaire de compléter cette étude par des investigations en période de crue, lorsque les concentrations en bactéries pathogènes sont relativement plus élevées.

ALTERNATIVE: ESSAI D'ÉLEVAGE DE PORCS EN SEMI-LIBERTÉ

Un essai d'élevage de porcs en semi-liberté a été organisé dans le cadre de ce travail. Il représente une possibilité de recyclage du petit-lait tout en limitant le stockage d'engrais de ferme. Le principal problème de ce genre de pratique réside dans la destruction de la végétation qui a une conséquence sur la composition botanique (floristique et agronomique) et les teneurs en nutriments dans les sols. L'essai a montré que si aucune des espèces observées n'a disparu du terrain d'étude, certains types de végétation subissent de grands dommages. La disparition du couvert végétal coïncide avec des augmentations importantes des teneurs en Nmin, ce qui représente un danger potentiel de lixiviation et éventuellement de contamination des eaux souterraines.

Une limitation des atteintes est avantageusement offerte par la possibilité de boucler les porcs. Une rotation doit cependant être prévue afin de permettre à la végétation de se régénérer (2 à 3 parcs). Les atteintes observées près des mangeoires peuvent être évitées de deux manières:

- déplacer les mangeoires au cours de la saison;
- recueillir les excréments concentrés à cet endroit par l'aménagement d'une place bétonnée, reliée à la fosse à purin.

En ce qui concerne le choix de la parcelle, une attention particulière doit être apportée à la qualité des sols. On choisira en priorité une parcelle où les sols sont épais et de bonne qualité, permettant une meilleure régénération de la végétation. Les pâturages oligotrophes ne doivent pas être utilisés pour ce type de pratique en raison de la grande sensibilité de leur couvert végétal. Les installations (abris, mangeoire) seront aménagées de manière à favoriser une dispersion maximale des porcs.

Bibliographie

- Ahamad, N. and Marth, E.H., 1989. Behavior of *Listeria monocytogenes* at 7, 13, 21, and 35°C in Tryptose Broth Acidified with Acetic, Citric, or Lactic Acid. *J. Food Prot.*, 52(10): 688-695.
- Alexander, I. and Seiler, K.-P., 1982. A Comparison of the Propagation of *Escherichia coli* and of Conservative Tracers in the Groundwater in Quaternary Gravels near Munich, Impact of Agricultural Activities on Groundwater, International Symposium IAH. IAH, Prague, Czechoslovakia, pp. 73-85.
- Allen, M.J. and Geldreich, E.E., 1975. Bacteriological Criteria for Groundwater Quality. *Ground Water*, 13/1: 45-51.
- Allen, M.J. and Morrison, S.M., 1973. Bacterial movement through fractured bedrock. *Ground Water*, 11/2: 6-10.
- Alonso, J.M., Bercovier, H., Servan, J. and Mollaret, H.H., 1979. Contribution to the Study of the Ecology of *Yersinia enterocolitica* in France. *Contr. Microbiol. Immunol.*, 5: 132-143.
- Althaus, H., Jung, K.D., Matthess, G. and Pekdeger, A., 1982. Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern. *Materialien*, 1/82. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 190 pp.
- Andersen, J.K., Sørensen, R. and Glensbjerg, M., 1991. Aspects of the epidemiology of *Yersinia enterocolitica*: a review. *Int. J. Food Microbiol.*, 13 (1991): 231-238.
- Andre, D.A., Weiser, H.H. and Malaney, G.W., 1967. Survival of Bacterial Enteric Pathogens in Farm Pond Water. *J. AWWA*, 59(1): 503-508.
- Am, R., 1984. Contribution à l'étude stratigraphique du Pléistocène de la région lémanique. Thèse, Université Lausanne.
- Atlas, R.M., 1994. *Microorganisms in our world*. Mosby-Year Book, Inc., St. Louis, Missouri.
- Aubert, D., 1943. Monographie géologique de la Vallée de Joux. *Mat. Carte Géol. Suisse*, n.s.78: 134.
- Aubert, D., 1969. Phénomènes et formes du karst jurassien. *Eclogae Geol. Helv.*, 62(2): 325-399.
- Aubert, D., Badoux, H. and Lavanchy, Y., 1979. La carte structurale et les sources du Jura vaudois. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.*, 74: 333-343.
- Bala, M.F.A. and Marshall, D.L., 1996. Use of Double-Gradient Plates to Study Combined Effects of Salt, pH, Monolaurin, and Temperature on *Listeria monocytogenes*. *J. Food Prot.*, 59(6): 601-607.
- Barbé, D.E. and Francis, J.C., 1995. An analysis of seasonal fecal coliform levels in the Tchefonke river. *Wat. Res. Bull.*, 31(1): 141-146.
- Beard, P.J., 1940. *Am. J. Public Health*, 30(1077).
- Bell, J.C., 1980. Wild animal health problems resulting from agricultural wastes. In: J.R. Walton and E.G. White (Editors), *Communicable diseases resulting from storage, handling, transport and landspreading of manures*. A workshop in the EEC programme of coordination of research on effluents held at the Tierärztliche Hochschule, Hanover, West Germany, pp. 47-53.
- Bersier, A., 1942. L'origine structurale des collines et alignements morphologiques orientés du Plateau vaudois. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.*, 62: 135-158.
- Bersier, A., 1954. Aperçu géologique du bassin d'alimentation. In: P. Mercier and S. Gay (Editors), *Effets de l'aération artificielle sous-lacustre au lac de Bret (Etude comparée avant et après l'aération)*. *Revue suisse d'hydrologie*, pp. 253-256.
- Beumer, R.R., de Vries, J. and Rombouts, F.M., 1992. *Campylobacter jejuni* non-culturable coccoid cells. *Int. J. Food Microbiol.*, 15(1+2): 153-163.
- Bille, J., 1991. Listeriose en Suisse: les leçons d'une Epidémie. In: ASEPT (Editor). *Compte-rendus de la confé-*

- rence internationale: "Listeria et sécurité alimentaire". Association sur l'Asepsie de Production, LAVAL CEDEX, pp. 63-68.
- Bissonnette, G.K., Jezeski, J.J., McFeters, G.A. and Stuart, D.G., 1975. Influence of environmental stress on enumeration of indicator bacteria from natural water. *Appl. Microbiol.*, 29: 186-194.
- Bitton, G., Farrah, S.R., Ruskin, R.H., Butner, J. and Chou, Y.J., 1983. Survival of Pathogenic and Indicator Organisms in Ground Water. *Ground Water*, 21(4): 405-410.
- Blanc, P., 1990. Sources de Chamblon: Sources du Moulinet, Sources du Cossaux. Etudes hydrogéologiques pour la revalorisation des sources. 84128, Services industriels, Ville d'Yverdon.
- Blaser, M.J., Hardesty, H.L., Powers, B. and Wang, W.L., 1980a. Survival of *Campylobacter fetus* subsp. *jejuni* in biological milieus. *J. Clin. Microbiol.*, 11: 309-313.
- Blaser, M.J., LaForce, F.M., Wilson, N.A. and Wang, W.-L.L., 1980b. Reservoirs for human campylobacteriosis. *J. Inf. dis.*, 141: 665-669.
- Blau, R.V., 1990. Groundwater Protection Zones in Switzerland: State of Art. In: A. Parriaux (Editor). *Memoires of the 22nd Congress of IAH*. A. Parriaux, Lausanne, pp. 1077-1086.
- Boéchat-Mauley, C.-A. and Aragno, M., 1982. Comportement des bactéries fécales dans les boues activées d'une station d'épuration. *Bull. Soc. neuch. sc. nat.*, 105: 79-88.
- Boerlin, P., 1995. *Listeria monocytogenes* strains of animal origin received at the Swiss National Center for Listeriosis during the years 1990-1995, IMUL, Lausanne.
- Bolton, F.J., Coates, D., Hutchinson, D.N. and Godfree, A.F., 1987. A study of thermophilic campylobacters in a river system. *J. Appl. Bacteriol.*, 62: 167-176.
- Boucher, S.N., Slater, E.R., Chamberlain, A.H.L. and Adams, M.R., 1994. Production and Viability of Coccoid Forms of *Campylobacter jejuni*. *J. Appl. Bacteriol.*, 77(3): 303-307.
- Bouedo, A., 1990. Epanchages de lisier: bactéries indicatrices de contamination fécale: Etude expérimentale. Travail de diplôme, Université de Rennes, Rennes, 31 pp.
- Bouyer, Y., Miserez, J.-J. and Pochon, M., 1978. Inventaire géochimique et bilan du fer dans le sol et les eaux du karst jurassien: état, importance, déplacements, EPF Lausanne.
- Braun, M., Mayer, F. and Gottschalk, G., 1981. *Clostridium aceticum* (Wieringa), a microorganism producing acetic acid from molecular hydrogen and carbon dioxide. *Arch. Microbiol.*, 128: 288-293.
- Brenner, D.J., 1979. Speciation in *Yersinia*. In: P.B. Carter, L. Lafleur and S. Toma (Editors), *Contributions to microbiology and immunobiology*. Karger, Basel, pp. 33-43.
- Brennhovd, O., Kapperud, G. and Langeland, G., 1992. Survey of thermotolerant *Campylobacter* spp. and *Yersinia* in three surface water sources in Norway. *Int. J. Food Microbiol.*, 15: 327-338.
- Buchanan, R.L., Stahl, H.G. and Whiting, R.C., 1989. Effects and Interactions of Temperature, pH, Atmosphere, Sodium Chloride, and Sodium Nitrite on the Growth of *Listeria monocytogenes*. *J. Food Prot.*, 52(12): 844-851.
- Buswell, C.M. et al., 1998. Extended Survival and Persistence of *Campylobacter* spp. in Water and Aquatic Biofilms and Their Detection by Immunofluorescent-Antibody and Immunofluorescent-Ribosomal-RNA Staining. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64(2): 733-741.
- Butzler, J.-P., Goossens, H., de Mol, P. and Lauwers, S., 1985. *Campylobacter* infection in man. In: K.P. Lander (Editor), *Campylobacter*. European Communities, Luxembourg, pp. 53-66.
- Caneill, J. and Capillon, A., 1990. La destination des déjections animales en montagne: un enjeu pour les relations entre activité agricole et préservation de l'environnement. *Fourrages*, 123: 313-328.
- Carter, A.M., Pacha, R.E., Clark, G.W. and Williams, E.A., 1987. Seasonal occurrence of *Campylobacter* spp. in surface waters and their correlation with standard indicator bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53: 523-526.
- Chambers, B.J. and Smith, K.A., 1992. Soil mineral nitrogen arising from organic manure applications, Aspects of Applied Biology. Association of Applied Biologists, pp. 135-143.
- Chao, W.-L., Ding, R.-J. and Chen, R.-S., 1988. Survival of *Yersinia enterocolitica* in the environment. *Can. J. Microbiol.*, 34: 753-756.
- Cherry, W.B. et al., 1972. Salmonellae as an Index of Pollution of Surface Waters. *Appl. Microbiol.*, 24(3): 334-

340.

- Christensen, S.G., 1980. *Yersinia enterocolitica* in danish pig. J. Appl. Bacteriol., 48: 377-382.
- Cipolla, A.L. et al., 1994. Persistence of *Campylobacter fetus* subspecies *venerealis* in experimentally infected heifers. The Veterinary Record, June 11: 628.
- Claudon, D.G., Thompson, D.I., Christenson, E.H., Lawton, G.W. and Dick, E.C., 1971. Prolonged *Salmonella* contamination of a recreational lake by runoff water. Appl. Microbiol., 21(5): 875-877.
- Craun, G.F., 1981. Outbreaks of waterborne disease in the United States: 1971-1978. J. AWWA, 73: 360-369.
- Craun, G.F., 1994. Health Aspects of Groundwater Pollution. In: G. Bitton and P.C. Gerba (Editors), Groundwater Pollution Microbiology. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, pp. 135-179.
- D'Aoust, J.-Y., 1991. Psychrotrophy and foodborne *Salmonella*. Int. J. Food Microbiol., 13 (1991): 207-216.
- Davenport, C.V., Sparrow, E.B. and Gordon, R.C., 1976. Fecal indicator bacteria persistence under natural conditions in an ice-covered river. Appl. Environ. Microbiol., 32: 527-536.
- Davies, C.M., Long, J.A.H., Donald, M. and Ashbolt, N.J., 1995. Survival of Fecal Microorganisms in Marine and Freshwater Sediments. Appl. Environ. Microbiol., 61(5): 1888-1896.
- Davies, R.H. and Wray, C., 1996. Seasonal variations in the isolation of *Salmonella typhimurium*, *Salmonella enteritidis*, *Bacillus cereus* and *Clostridium perfringens* from environmental samples. J. Vet. Med., B 43: 119-127.
- Davis, J.C., 1986. Statistics and data analysis in geology. John Wiley & Sons, Inc., New York, 646 pp.
- Dawes, E.A., 1985. Starvation, Survival and Energy Reserves. In: M.F.G.D. Floodgate (Editor), Bacteria in their Natural Environment. Specials publications. Society for General Microbiology by Academic Press.
- DBG, 1992. Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat, Arbeitsgruppe Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten, Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft.
- Derbyshire, J.B., 1976. Fate of animal viruses in effluent from liquid farm wastes. J. Milk Food Technol., 39: 214-217.
- Doerflinger, N., Zwahlen, F., Meylan, B., Tripet, J.-P. and Wildberger, A., 1997. Vulnérabilité des captages en milieu karstique: nouvelle méthode de délimitation des zones de protection - méthode multicritère EPIK. gwa, 77(5): 295-302.
- Dommergues, Y. and Mangenot, F., 1970. Le cycle de l'azote, Ecologie microbienne du sol. Masson, Paris, pp. 155-228.
- Dowe, M.J., Jackson, E.D., Mori, J.G. and Bell, C.R., 1997. *Listeria monocytogenes* Survival in Soil and Incidence in Agricultural Soils. J. Food Prot., 60(10): 1201-1207.
- Dupertuis, V., Mirabel, L. and Neyroud, O., 1980. Contribution à l'étude de l'eutrophisation du lac de Bret. Travail de diplôme, Ecole Polytechnique Fédérale, Lausanne, 174 pp.
- Edmonds, R.L., 1976. Survival of coliform bacteria in sewage sludge applied to a forest clearcut and potential movement into groundwater. Appl. Environ. Microbiol., 32(4): 537-546.
- El-Zanfaly, H.T., 1991. The need for new microbiological water quality criteria. Wat. Sci. Tech., 24(2): 43-48.
- Enkiri, N.K. and Alford, J.A., 1971. Relationship of the frequency of isolation of salmonellae to their resistance to drying and freezing. Appl. Microbiol., 21(2): 381-382.
- Errebo Larsen, H., 1980. Communicable disease among danish farm livestock. In: J.R. Walton and E.G. White (Editors), Communicable diseases resulting from storage, handling, transport and landspreading of manures. A workshop in the EEC programme of coordination of research on effluents held at the Tierärztliche Hochschule, Hanover, West Germany, pp. 65-79.
- Farber, J.M. and Peterkin, P.I., 1991. *Listeria monocytogenes*, a Food-Borne Pathogen. Microb. Rev., 55(3): 476-511.
- Fenlon, D.R., 1985. Wild birds and silage as reservoirs of *Listeria* in the agricultural environment. J. Appl. Bacteriol., 59: 537-543.
- Filip, Z., Kaddu-Mulindwa, D. and Milde, G., 1985. Laborversuche zur Ueberlebensdauer einiger pathogenes und potentiell pathogenes Mikroorganismen. In: Umweltbundesamt (Editor), Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern. Erich Schmidt Verlag, Berlin, pp. 13-19.

- Fish, J.T. and Pettibone, G.W., 1995. Influence of freshwater sediment on the survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* sp. as measured by three methods of enumeration. *Lett. Appl. Microbiol.*, 20: 277-281.
- Flint, K.P., 1987. The long-term survival of *Escherichia* in river water. *J. Appl. Bacteriol.*, 63: 261-270.
- Fonjallaz, M.-H., 1990. Application d'une méthode de typisation moléculaire, l'analyse par électrophorèse des enzymes, à l'espèce *Listeria monocytogenes* dans le cadre de l'épidémie vaudoise de listériose humaine, Université de Lausanne, Lausanne, 88 pp.
- Francfort, P., 1999. La santé des porcs. In: GEOLEP (Editor), *Essai de pâture de porcs en semi-liberté*. EPFL, Lausanne.
- Fricker, C.R., 1984. A comparison of Methods for the Isolation of Salmonellae from Sewage Sludge. *Zbl. Bakt. Hyg., Abt. 1, Orig. B*, 179: 170-178.
- Fricker, C.R. and Park, R.W.A., 1989. A two-year study of the distribution of "thermophilic" campylobacters in human, environmental and food samples from the Reading area with particular reference to toxin production and heat-stable serotype. *J. Appl. Bacteriol.*, 66: 477-490.
- Frost, F.J., Craun, G.F. and Calderon, R.L., 1996. Waterborne Disease Surveillance. *J. AWWA*, 88(9): 66-75.
- Fujioka, R.S., Hashimoto, H.H., Siwar, E.B. and Young, R.H.F., 1981. Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41: 690-696.
- Galdiero, E., Disanto, M. and Aliberti, F., 1997. Effect of Saline Concentration, pH and Growth Temperature on the Invasive Capacity of *Listeria monocytogenes*. *Res. Microbiology*, 148(4): 305-313.
- GEOLEP, 1991. Etude des zones de protection de la source du Brassus. 8718, Commune du Chenit. EPFL, Lausanne.
- GEOLEP, 1994. Projet de dimensionnement des zones de protection du Puits du Montant. 8608, Communes de Genolier, Arzier-le-Muids et Gland. EPFL, Lausanne.
- Gerba, C.P. and Bitton, G., 1994. Microbial Pollutants: their Survival and Transport Pattern to Groundwater. In: G. Bitton and P.C. Gerba (Editors), *Groundwater Pollution Microbiology*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, pp. 65-88.
- Gerba, C.P. and Keswick, B.H., 1981. Survival and transport of enteric viruses and bacteria in groundwater. *Studies in Environmental Sci.*, 17: 511-515.
- Gest, H. and Mandelstam, J., 1987. Longevity of microorganisms in natural environments. *Microbiol. Sci.*, 4: 69-71.
- Geuenich, H.-H. and Müller, H.E., 1984. Isolierung und Keimzahlbestimmung von *Listeria monocytogenes* in ungeklärtem und biologisch gereinigtem Abwasser. *Zbl. Bakt. Hyg., Abt. 1, Orig. B*, 179: 266-273.
- Gobat, J.-M., Aragno, M. and Matthey, W., 1998. *Le sol vivant*. Collection gérer l'environnement, 14. PPUR, Lausanne, 519 pp.
- Gourmelon, M., Cillard, J. and Pommepuy, M., 1994. Visible light damage to *Escherichia coli* in seawater: oxidative stress hypothesis. *J. Appl. Bacteriol.*, 77: 105-112.
- Goverde, R.L.J., Kusters, J.G. and Huis in't Veld, J.H.J., 1994. Growth rate and physiology of *Yersinia enterocolitica*; influence of temperature and presence of the virulence plasmid. *J. Appl. Bacteriol.*, 77: 96-104.
- Gray, M.L., 1960. Isolation of *Listeria monocytogenes* from oat silage. *Science*, 132: 1767-1768.
- Hanninen, M.L., Niskanen, M. and Korhonen, L., 1998. Water as a Reservoir for *Campylobacter jejuni* Infection in Cows Studied by Serotyping and Pulsed-Field Gel-Electrophoresis (Pfg). *J. Vet. Med.*, 45(1): 37-42.
- Hansen, T.B. and Knochel, S., 1996. Thermal Inactivation of *Listeria monocytogenes* During Rapid and Slow Heating in sous Vide Cooked Beef. *Lett. Appl. Microbiol.*, 22(6): 425-428.
- Hapke, H.-J. and Grahwit, G., 1987. Residues of Veterinary Drugs, Feed Additives and Environmental Chemicals. In: D. Strauch (Editor), *Animal production and environmental health*. World Animal Science. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, pp. 219-244.
- Hartmann, D. and Michel, P., 1992. Protection des eaux souterraines en Suisse. *gwa*, 72(7): 462-468.
- Harvey, S., Greenwood, M.J., Pickett, M.J. and Robert, A.M., 1976. Recovery of *Yersinia enterocolitica* from streams and lakes of California. *Appl. Environ. Microbiol.*, 32(3): 352-354.

- Haslay, C. and Leclerc, H., 1993. Microbiologie des eaux d'alimentation. Technique et documentation. Lavoisier, Paris Cedex, 495 pp.
- Havemeister, G., Riemer, R. and Schröter, J., 1985. Versuchsfeld Segeberger Forst. In: Umweltbundesamt (Editor), Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern. Erich Schmidt Verlag, Berlin, pp. 49-56.
- Hellard, M.E., Sinclair, M.I., Streeton, C.L. and Fairley, C.K., 1997. Drinking-Water and Microbiological Pathogens - Issues and Challenges for the Year 2000. J. Public Health Med., 19(2): 129-131.
- Hendricks, C.W. and Morrison, S.M., 1967. Multiplication and growth of selected enteric bacteria in clear mountain stream water. Wat. Res., 1: 567-576.
- Henis, Y., Gurijala, K.R. and Alexander, M., 1989. Factors involved in multiplication and survival of *Escherichia coli* in lake water. Microb. Ecol., 17: 171-180.
- Herbold-Paschke, K., Straub, U., Hahn, T., Teutsch, G. and Botzenhart, K., 1991. Behaviour of pathogenic bacteria, phages and viruses in groundwater during transport and adsorption. Wat. Sci. Tech., 24(2): 301-304.
- Highsmith, A.K., Feeley, J.C., Skaliy, P., Wells, J.G. and Wood, B.T., 1977. The isolation and enumeration of *Yersinia enterocolitica* from well water and growth in distilled water. Appl. Environ. Microbiol., 34: 745-750.
- Hillinger, H.G., 1980. Animal health problems resulting from agricultural wastes. In: J.R. Walton and E.G. White (Editors), Communicable diseases resulting from storage, handling, transport and landspreading of manures. A workshop in the EEC programme of coordination of research on effluents held at the Tierärztliche Hochschule, Hanover, West Germany, pp. 17-45.
- Hoehn, E. and Pfeifer, H.R., 1994. Pollution and pollutant transport in the geosphere: An introduction to the symposium. Eclogae geol. Helv., 87(2): 311-319.
- Howell, J.M., Coyne, M.S. and Cornelius, P., 1995. Fecal bacteria in agricultural waters of the bluegrass region of Kentucky. J. Environ. Qual., 24: 411-419.
- Iwasaki, T., 1937. Some notes on sand filtration. J. AWWA, 29: 1951.
- Jaccard, H., 1869. Description géologique du Jura vaudois et neuchâtelois. Mat. Carte Géol. Suisse, 6.
- Jacob, J., Martin, W. and Höller, C., 1993. Characterization of Viable but Nonculturable stage of *C. coli*, characterized with respect to Electron Microscopic Findings, Whole Cell Protein and Lipooligosaccharide (LOS) patterns. Zentralbl. Mikrobiol., 148(1): 3-10.
- Jacquet, C. et al., 1995. Investigations Related to the Epidemic Strain Involved in the French Listeriosis Outbreak in 1992. Appl. Environ. Microbiol., 61(6): 2242-2246.
- Jagals, P., Grabow, W.O.K. and de Villiers, J.C., 1995. Evaluation of indicators for assessment of human and animal faecal pollution of surface run-off. Wat. Sci. Tech., 31(5/6): 235-241.
- Jarvis, S.C., Barraclough, D., Unwin, R.J. and Royle, S.M., 1989. Nitrate leaching from grazed grassland and after straw incorporation in arable soils. In: J.C. Germon (Editor), Management systems to reduce impact of nitrates (Meeting on Management Systems to Reduce Impact of Nitrates organized within the framework of the Community Programme on Land and Water Use Management (DG VI), Brussels, 24-25 September 1987). Elsevier Applied Science, London, pp. 110-123.
- Jeffrey, D.C., 1971. Persistence of three *Salmonella* spp. in bovine faeces. Vet. Rec., 88: 329-330.
- Jones, D.M., Sutcliffe, E.M. and Curry, A., 1991. Recovery of viable but non culturable *Campylobacter jejuni*. J. Gen. Microbiology, 137: 2477-2482.
- Jones, D.M., Sutcliffe, E.M., Rios, R., Fox, A.J. and Curry, A., 1993. *Campylobacter jejuni* Adapts to Aerobic Metabolism in the Environment. J. Med. Microbiol., 38(2): 145-150.
- Jones, P.W., 1980. A short survey of the most important pathogens found in farm animal wastes. In: J.R. Walton and E.G. White (Editors), Communicable diseases resulting from storage, handling, transport and landspreading of manures. A workshop in the EEC programme of coordination of research on effluents held at the Tierärztliche Hochschule, Hanover, West Germany, pp. 139-147.
- Jones, P.W., Bew, J., Burrows, M.R., Matthews, P.R.J. and Collins, P., 1976. The occurrence of salmonellas, mycobacteria and pathogenic strains of *E. coli* in pig slurry. J. Hyg. Camb., 77: 43-50.
- Jones, P.W. and Matthews, P.R.J., 1975. Examination of slurry from cattle for pathogenic bacteria. J. Hyg. Camb., 74: 57-63.

- Jost, M., 1990. Le porc d'alpage. *Revue suisse Agric.*, 22(4): 242-244.
- Jost, M. and Stucki, F., 1999. Alimentation des porcs. In: GEOLEP (Editor), *Essai de pâture de porcs en semi-liberté*. EPFL, Lausanne.
- Joyce, T.M., McGuigan, K.G., Elmore-Meehan, M. and Conroy, R.M., 1996. Inactivation of fecal bacteria in drinking water by solar heating. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62(2): 399-402.
- Kampelmacher, E.H. and Van Noorle Jansen, L.M., 1969. Isolation of *Listeria monocytogenes* from faeces of clinically healthy humans and animals. *Zbl. Bakt. Parasit. A*, 211: 353-359.
- Kaneko, K.-I. and Hashimoto, N., 1981. Occurrence of *Yersinia enterocolitica* in wild animals. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41(3): 635-638.
- Kapperud, G. and Jonsson, B., 1978. *Yersinia enterocolitica* et bactéries apparentées isolées à partir d'écosystèmes d'eau douce en Norvège. *Méd. Mal. Infect.*, 8: 500-506.
- Karapinar, M. and Gönül, S.A., 1991. Survival of *Yersinia enterocolitica* and *Escherichia coli* in spring water. *Int. J. Food Microbiol.*, 13(4): 315-319.
- Kauark Leite, L.A., 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole, Ecole nationale des Ponts et Chaussées, Paris.
- Kauffmann, F., 1966. Pets and *Salmonella* infection. *Am. J. Vet. Res.*, 149: 1655.
- Keswick, B.H., Gerba, C.P. and Secor, S.L., 1982. Comparative Survival of Viruses and Bacteria in Groundwater, 82nd Annual meeting. Abstracts of the Annual Meeting. American Society for Microbiology, Atlanta Georgia, pp. 211.
- Kibbey, H.J., Hagedorn, C. and McCoy, E.L., 1978. *Appl. Environ. Microbiol.*, 35(711).
- Kleinlein, N., 1987. Zum vorkommen und zur Vermehrung von enteropathogenen *Yersinia enterocolitica* in rohen Fleischhalbfabrikaten, Universität, Zürich, 133 pp.
- Korhonen, L.K. and Martikainen, P.J., 1991a. Comparison of the survival of *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* in culturable form in surface water. *Can. J. Microbiol.*, 37: 530-533.
- Korhonen, L.K. and Martikainen, P.J., 1991b. Survival of *Escherichia coli* and *Campylobacter jejuni* in untreated and filtered water. *J. Appl. Bacteriol.*, 71: 379-382.
- Korhonen, L.K. et al., 1996. Groundwater Quality in Wells in Central Rural Finland - A Microbiological and Radiochemical Survey. *AMBIO*, 25(5): 343-349.
- Langeland, G., 1983. *Yersinia enterocolitica* and *Yersinia enterocolitica*-like bacteria in drinking water and sewage sludge. *Acta Pathol. Microbiol. Immunol. Scand., Sect. B*, 91: 179-185.
- Lassen, J., 1972. *Yersinia enterocolitica* in drinking water. *Scand. J. Infect. Dis.*, 4: 124-127.
- LEaux, 1998. Loi fédérale sur la protection des eaux.
- Lehmann, E., Jans, F. and Charrière, J.-D., 1993. Le petit-lait se prête également à l'alimentation des bovins d'élevage et d'engraissement. *Revue suisse Agric.*, 25(4): 205-208.
- Lehnert, C., 1960. Die Tenazität von *Listeria monocytogenes* in der Aussenwelt. *Zbl. Bakt. Hyg., Abt. 1, Orig. B*, 180: 350-356.
- Lim, C.-H. and Flint, K.P., 1989. The effects of nutrients on the survival of *Escherichia coli* in lake water. *J. Appl. Bacteriol.*, 66: 559-569.
- Lindsey, J.K., 1997. Applying generalized linear models. Springer texts in statistics. Springer-Verlag, New York, 256 pp.
- Little, C.L., Adams, M.R. and Easter, M.C., 1992. The effect of pH, acidulant and temperature on the survival of *Yersinia enterocolitica*. *Lett. Appl. Microbiol.*, 14(4): 148-152.
- Litvin, V.Y., Maksimenkova, I.A., Puskareva, V.I. and Shustrova, N.M., 1990. Analysis of factors which determine the existence of *Yersinia pseudotuberculosis* in a saprophytic phase. *Journal of Hygiene, Epidemiology, Microbiology and Immunology*, 34(3): 289-298.
- Lombard, A., 1975. Notice explicative de la carte no 1265 (Les Mosses) de l'Atlas géologique de la suisse. .
- Lund, V., 1996. Evaluation of *Escherichia coli* as an Indicator for the Presence of *Campylobacter jejuni* and *Yersinia enterocolitica* in Chlorinated and Untreated Oligotrophic Lake Water. *Wat. Res.*, 30(6): 1528-1534.

- Macduff, J.H., Jarvis, S.C. and Roberts, D.H., 1990. Nitrates: leaching from grazed grassland systems. In: R. Calvet (Editor), International Symposium: Institut national agronomique Paris. Grignon: Nitrates, Agriculture, Eau, Paris, pp. 405-410.
- MacGowan, A.P., Bowker, K., McLauchlin, J., Bennett, P.M. and Reeves, D.S., 1994. The occurrence and seasonal changes in the isolation of *Listeria* spp. in shop bought food stuffs, human faeces, sewage and soil from urban sources. *Int. J. Food Microbiol.*, 21: 325-334.
- Mackey, B.M., Boogard, E., Hayes, C.M. and Baranyi, J., 1994. Recovery of Heat-Injured *Listeria monocytogenes*. *Int. J. Food Microbiol.*, 22(4): 227-237.
- Mackey, B.M. and Kerridge, A.L., 1988. The effect of incubation temperature and inoculum size on growth of salmonellae in minced beef. *Int. J. Food Microbiol.*, 6: 57-65.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M. and Parker, J., 1997. T.D. Brock's Biology of microorganisms. Simon & Schuster, London.
- Malard, F., Reygrobellet, J.-L. and Soulié, M., 1994. Transport and retention of fecal bacteria at sewage-polluted fractured rock sites. *J. Environ. Qual.*, 2: 1352-1363.
- Marti, F., Della Valle, G., Krech, U., Gees, R.A. and Baumgartner, E., 1979. Markiersuche in Grundwasser mit Farbe, Bakterien und Viren. *Alimenta*, 18: 135-145.
- Martikainen, P.J., Korhonen, L.K. and Kosunen, T.U., 1990. Occurrence of thermophilic campylobacters in rural and urban surface water in Finland. *Wat. Res.*, 24: 91-96.
- Martin, P. and MacLeod, R.A., 1984. Observations on the distinction between oligotrophic and eutrophic marine bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 47: 1017-1022.
- Mason, C.A., Hamer, G. and Bryers, J.D., 1986. The death and lysis of microorganisms in environmental processes. *FEMS Microbiol. Rev.*, 39: 373-401.
- Matthess, G. and Pekdeger, A., 1981. Concepts of a survival and transport model of pathogenic bacteria and viruses in groundwater. *The Science of the Total Environment*, 21: 149-159.
- Matthess, G. and Pekdeger, A., 1985. Diskussion des Ergebnisse. In: Umweltbundesamt (Editor), Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern. Erich Schmidt Verlag, Berlin, pp. 57-92.
- McCambridge, J. and McMeekin, T.A., 1981. Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 41(5): 1083-1087.
- McConnell, R.B., 1951. La nappe du Niesen et ses abords entre les Ormonts et la Sarine. *Mat. Carte Géol. Suisse*, n.s. 95. Commission Géologique Suisse, Berne, 1-93 pp.
- McFeters, G.A., Bissonnette, G.K., Jezeski, J.J., Thomson, C.A. and Stuart, D.G., 1974. Comparative Survival of Indicator Bacteria and Enteric Pathogens in Well Water. *Appl. Microbiol.*, 27(5): 823-829.
- McFeters, G.A., Cameron, S.C. and LeChevallier, M.W., 1982. Influence of diluents, media and membrane filters on the detection of injured coliform bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43: 97-103.
- McFeters, G.A. and Stuart, D.G., 1972. Survival of coliform bacteria in natural water: field and laboratory studies with membrane filter chambers. *Appl. Microbiol.*, 24(5): 804-811.
- McKay, A.M., 1992. Viable but non-culturable forms of potentially pathogenic bacteria in water. *Lett. Appl. Microbiol.*, 14: 129-135.
- McLauchlin, J., 1987. *Listeria monocytogenes*, recent advances in the taxonomy and epidemiology of listeriosis in humans. *J. Appl. Bacteriol.*, 63: 1-11.
- Mentzing, L.O., 1981. Waterborne outbreaks of *Campylobacter* enteritis in central Sweden. *Lancet*: 352-354.
- Menzi, H. and Haldemann, C., 1993. Schwermetalle in den Hofdüngern - ein Thema mit Wissenslücken. *Recherche agronom en Suisse*, 32(1/2): 159-167.
- Menzi, H., Stauffer, W. and Ingold, U., 1997. Stoffflüsse in der Schweinefreilandhaltung. In: Z. Schweizerische Ingenieurschule für Landwirtschaft (Editor), Freilandhaltung von Schweinen: Schlussbericht.
- Mercier, P. and Gay, S., 1954. Effets de l'aération artificielle sous-lacustre au lac de Bret (Etude comparée avant et après l'aération). *Rev. suisse hydrol.*, 16(2): 247-249.
- Mercier, P. and Perret, J., 1949. Station d'aération au lac de Bret. *Schweiz. Verein von Gas- und Wasserfachmännern*.

nern, 29(2): 25-30.

Merkli, B., 1975. Untersuchungen ueber Mechanismen und Kinetik des Elimination von Bakterien und Viren im Grundwasser, Eidgenoessischen Technischen Hochschule, Zuerich, 1-89 pp.

Minet, J., Desmots, C., Pommepuy, M. and Cormier, M., 1991. *Salmonella* detection in sewage waters using fluorescent antibodies. Wat. Sci. Tech., 24(2): 373-376.

Mirzoev, G.G., 1968. Hyg and San., 31(123).

Moeschler, P., Müller, I. and Schotterer, U., 1982. Les organismes vivants, indicateurs naturels dans l'hydrodynamique du karst, confrontés aux données isotopiques, chimiques et bactériologiques, lors d'une crue de la source de l'Areuse (Jura neuchâtelois, Suisse). Mat. Carte Géol. Suisse - Hydrologie, Bd. 28 I: 213-224.

Moran, A.P. and Upton, M.E., 1987a. Effect of medium supplements, illumination and superoxyde dismutase on the production of coccoid forms of *Campylobacter jejuni* ATCC 29428. J. Appl. Bacteriol., 62: 43-51.

Moran, A.P. and Upton, M.E., 1987b. Factors affecting production of coccoid forms by *Campylobacter jejuni* on solid media during incubation. J. Appl. Bacteriol., 62: 527-537.

Moriñigo, M.A., Muñoz, M.A., Cornax, R., Martinez-Manzanares, E. and Borrego, J.J., 1992. Presence of indicators and Salmonella in natural waters affected by outfall wastewater discharges. Wat. Sci. Tech., 25(9): 1-8.

Morisse, J.P., Cotte, J.P., Argente, G. and Daniel, L., 1992. Approche épidémiologique de l'excrétion de salmonelles dans un réseau de 50 exploitations bovines laitières avec et sans antécédents cliniques. Ann. Med. Ve., 136: 403-409.

Morita, R.Y., 1988. Bioavailability of energy and its relationship to growth and starvation survival in nature. Can. J. Microbiol., 34: 436-441.

Mountain Agenda, 1998. Mountains of the World: Water Towers for the 21st Century. In: C.o.S. Development (Editor), Strategic Approaches to Freshwater Management (1998 Spring Session), pp. 32.

Necker, L.A., 1841. Etudes géologiques dans les Alpes, Paris.

Norbert, B.T., 1988. Bassin sourcier de la Torneresse, Bassin sourcier de l'Eau Froide: Projet de délimitation des zones de protection, Ville de Lausanne, Direction des SI, Service des eaux, Lausanne.

Notermans, S. and Hoogenboom-Verdegaal, A., 1992. Existing and emerging foodborne diseases. Int. J. Food Microbiol., 15(3+4): 197-205.

Oetzel, S., Käss, W., Hahn, T., Reichert, B. and Botzenhart, K., 1991. Field experiments with microbiological tracers in a pore aquifer. Wat. Sci. Tech., 24(2): 305-308.

OFAG-OFEFP, 1994. Instructions pratiques pour la protection des eaux dans l'agriculture (concernant les engrais de ferme).

OFEFP, 1982. Instructions pratiques pour la détermination des secteurs de protection des eaux, des zones et des périmètres de protection des eaux souterraines.

OFSP, 1989. Manuel suisse des Denrées Alimentaires. . Chapitre 56.

OFSP, 1991a. Les infections à *Campylobacter* en Suisse. Bulletin OFSP, 25: 403-409.

OFSP, 1991b. Poussées d'intoxications alimentaires en Suisse 1988-1990. Bulletin OFSP, 40: 632-636.

OFSP, 1994. *Yersinia* en Suisse: 1988-1993. Bulletin OFSP, 42: 726-730.

OFSP, 1995a. Gastrointestinale Erkrankungen. Bulletin OFSP, 20: 17-21.

OFSP, 1995b. Listeriose in der Schweiz 1990 bis 1993. Bulletin OFSP, 7: 4-6.

OFSP, 1995c. Maladies infectieuses. Bulletin OFSP, 51/52: 904-905.

OFSP, 1996. Maladies infectieuses. Bulletin OFSP, 51/52: 4-5.

OFSP, 1997. Maladies infectieuses. Bulletin OFSP, 52/1: 6-7.

OFSP, 1998. Maladies infectieuses. Bulletin OFSP, 1/2: 4-5.

Oh, D.H. and Marshall, D.L., 1993. Influence of Temperature, pH, and Glycerol Monolaurate on Growth and Survival of *Listeria monocytogenes*. J. Food Prot., 56(9): 744-749.

OHyg, 1995. Ordonnance sur les exigences en matière d'hygiène et de microbiologie relatives aux denrées alimen-

taires, aux objets usuels, aux locaux, aux installations et au personnel.

OMS-WHO, 1988. Foodborne Listeriosis: Report of an Informal Working Group Meeting, OMS, Geneva.

OMS-WHO, 1994. Directives de qualité pour l'eau de boisson, Volume 1, Recommandations, Organisation Mondiale de la Santé, Genève.

Osubst, 1998. Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement (Osubst).

Park, R.W.A., Griffiths, P.L. and Moreno, G.S., 1991. Sources and survival of campylobacters : relevance to enteritis and the food industry. In: B. Austin (Editor), Pathogens in the environment. J. Appl. Bac. Symposium Supplement. Blackwell Scientific Publications, pp. 97S-106S.

Parriaux, A., 1990. Management of water resource potential of porous terrains in mountainous areas. In: A. Parriaux (Editor). Memoires of the 22nd Congress of IAH, Lausanne, pp. 950-959.

Parriaux, A., Mandia, Y. and Dubois, J.D., 1990. The concept of protection zones in karstic mountains. In: A. Parriaux (Editor). Memoires of the 22nd Congress of IAH, Lausanne, pp. 1136-1143.

Parriaux, A. and R., M., 1990. Fragilité des ressources en eau du Jura ou le jeu de probabilités à la vallée de Joux. Bulletin de la Société neuchâteloise des Sciences naturelles, 113: 107-113.

Pasquarell, G.C. and Boyer, D.G., 1995. Agricultural impacts on bacterial water quality in karst groundwater. J. Environ. Qual., 24: 959-969.

Patchett, R.A., Watson, N., Fernandez, P.S. and Kroll, R.G., 1996. The Effect of Temperature and Growth-Rate on the Susceptibility of *Listeria monocytogenes* to Environmental-Stress Conditions. Lett. Appl. Microbiol., 22(2): 121-124.

Payment, P., Richardson, L., Edwardes, M., Franco, E. and Siemiatycki, J., 1991. A prospective epidemiological study of drinking water related gastrointestinal illnesses. Wat. Sci. Tech., 24(2): 27-28.

Pekdeger, A. and Matthes, G., 1982. Factors of Bacteria and Virus Transport in Groundwater, Impact of Agricultural Activities on Groundwater, International Symposium IAH, Prague Czechoslovakia, pp. 329-340.

Pekdeger, A., Schröter, J. and Champ, D.R., 1988. Transport von pathogenen Bakterien und Viren im Grundwasser. Z. dt. geol. Ges., 139: 443-459.

Pell, A.N., 1997. Manure and Microbes - Public and Animal Health Problem. J. of Dairy Sc., 80(10): 2673-2681.

Peters, D., Bedbur, E., Loof, M. and Matthes, G., 1988. Labor-Untersuchungen zum Filtrationsverhalten von Bakterien und organischen Partikeln in Porengrundwasserleitern. Z. dt. geol. Ges., 139: 461-473.

Petrie, A.S., Horan, N.J., Clapham, D.B. and Cram, A.G., 1994. Seasonal variation in the quality of spring water used as private supplies. J. IWEM, 8(3): 320-326.

Pickert, A. and Botzenhart, K., 1985. Survival of *Campylobacter jejuni* in drinking water, river water and sewage. Zentralbl. Bakteriol. Abt. I, Orig. B., 182: 49-57.

Pilet, C. et al., 1987. Bactériologie médicale et vétérinaire "Systématique bactérienne", Paris.

Pokorny, J., 1989. Überleben von *Campylobacter jejuni* im Wasser. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 17: 341-344.

Pommeppy, M. et al., 1996. Retention of Enteropathogenicity by Viable but Nonculturable *Escherichia coli* exposed to Seawater and Sunlight. Appl. Environ. Microbiol., 62: 4621-4626.

Pommeppy, M. et al., 1992. Enteric bacteria survival factors. Wat. Sci. Tech., 25/12: 93-103.

Prescott, J.F. and Bruin-Mosch, C.W., 1981. Carriage of *Campylobacter jejuni* in healthy and diarrheic animals. Am. J. Vet. Res., 42: 164-165.

Prins, W.H. and Wadman, W.P., 1990. Management of animal manures to reduce nitrate pollution of groundwater. In: R. Calvet (Editor), International Symposium: Institut national agronomique Paris-Grignon: Nitrates, Agriculture, Eau. INRA, Paris, pp. 313-322.

Prométerre, 1996. Inventaire et gestion de 199 alpages du canton de Vaud: Relevés supplémentaires, Prométerre - Environnement rural.

Rautelin, H. et al., 1990. Waterborne *Campylobacter jejuni* epidemic in a Finnish hospital for rheumatic diseases. Scand. J. Infect. Dis., 22: 321-326.

Reed, R.H., 1997. Solar inactivation of faecal bacteria in water: the critical role of oxygen. 24(276-280).

- Revaclier, R., 1976. Biologie des eaux lémaniques. In: 24 Heures (Editor), Le Léman: un lac à découvrir. Office du Livre S.A., Fribourg, pp. 87-126.
- Rheinheimer, G., 1992. Aquatic microbiology. John Wiley & Sons, New York, 363 pp.
- Riemer, R., 1983. Untersuchungen zum Transportverhalten von Bakterien in sandigen und kiesigen Filtermedien. bactério Thesis, Christian-Albrechts-Universitaet, Kiel, 161 pp.
- Rogol, M. et al., 1983. Waterborne outbreak of *Campylobacter enteritis*. Eur. J. Clin. Microbiol., 2: 588-590.
- Rollins, D.M. and Colwell, R.R., 1986. Viable but nonculturable stage of *Campylobacter jejuni* and its role in survival in the natural aquatic environment. Appl. Environ. Microbiol., 52: 531-538.
- Rose, J.B. and Gerba, C.P., 1991. Use of risk assessment for development of microbial standards. Water Sc. Tech., 24(2): 29-34.
- Rosef, O., Kapperud, G. and Skjerve, E., 1987. Comparison of media and filtration procedures for qualitative recovery of thermotolerant *Campylobacter* spp. from naturally contaminated surface water. Int. J. Food Microbiol., 5: 29-39.
- Rüprich, A., 1994. Felduntersuchungen zum Infiltrationsvermögen und zur Lebensfähigkeit von Fäkalkeimen im Boden nach Gülledüngung. bactério Thesis, Universitaet Hohenheim, Hohenheim, 240 pp.
- Ryser, J.-P., Walther, U. and Menzi, H., 1994. Données de base pour la fumure des grandes cultures et des herbagés. Revue suisse Agric., 26(4): 193-242.
- Saari, T.N. and Jansen, G.P., 1979. Waterborne *Yersinia enterocolitica* in the Midwest United States. Contr. Microbiol. Immunol., 5: 185-196.
- Sacks, J.J. et al., 1986. Epidemic *Campylobacteriosis* Associated with a Community Water Supply. Am. J. Public Health, 76(4): 424-429.
- Saha, S.K., Saha, S. and Sanyal, S.C., 1991. Recovery of Injured *Campylobacter jejuni* Cells after Animal Passage. Appl. Environ. Microbiol., 57(11): 3388-3389.
- Schaffter, N., 1995. Mesures agri-environnementales et leur impact sur les eaux souterraines (AgrEauAlp). Travail de diplôme, EPFL, Lausanne, 44 pp.
- Schiemann, D.A., 1990. *Yersinia enterocolitica* in Drinking Water. In: G.A. McFeters (Editor), Drinking Water Microbiology. Series in Contemporary Bioscience. Springer-Verlag, pp. 322-339.
- Schillinger, J.E. and McFeters, G.A., 1978. Survival of *Escherichia coli* and *Yersinia enterocolitica* in stream and tap water. Abstracts of the Annual Meeting of the American Society of Microbiology: 175.
- Schindler, P.R.G., 1984. Nachweis von *Yersinia enterocolitica* aus Trinkwasserversorgungsanlagen in Südbayern. Zbl. Bakt. Hyg., Abt. 1, Orig. B, 180: 76-84.
- Scott, P., 1994. Management of a salmonellosis outbreak in a cattle herd. In Practice, jan: 17-20.
- Seiler, K.-P., 1988. Die mechanische Ausfilterung von *Escherichia coli* in quartären Kiesen Oberbayerns. Z. dt. geol. Ges., 139: 475-484.
- SEVL, 1987. Station de Bret, Lausanne.
- Shrestha, S., Kanwar, R.S., Cambardella, C., Moorman, T.B. and Loynachan, T.E., 1997. Effect of swine manure application on nitrogen and bacterial leaching through repacked soil column. Am. soc. Agric. Eng., 2.
- Simonet, M. and Catteau, M., 1997. *Yersinia enterocolitica* et alimentation humaine. Bull. Soc. Fr. Microbiol., 12(4): 359-363.
- Sjogren, R.E. and Gibson, M.J., 1981. Bacterial survival in a dilute environment. Appl. Environ. Microbiol., 41(6): 1331-1336.
- Skirrow, M.B., 1977. *Campylobacter enteritis*: a "new" disease. British Medical J., 2: 9-11.
- Sorrels, K.M., 1989. Effect of pH, Acidulant, Time, and Temperature on the Growth and Survival of *Listeria monocytogenes*. J. Food Prot., 52(8): 571-573.
- Spiess, E. and Besson, J.-M., 1992. Hofdüngereinsatz in der Schweiz: Erhebungen und Umfrage auf Landwirtschaftsbetrieben. Les cahiers de la FAC, Liebefeld, 12: 39.
- Stauffer, W., Menzi, H. and Trachsel, P., 1999. Gefährden Freilandschweine das Grundwasser? Agrarforschung 6(7): 257-260.

- Stelzer, W. and Jacob, J., 1991. A study of *Campylobacter* in sewage, sewage sludge and in river water. *Wat. Sci. Tech.*, 24(2): 117-120.
- Stelzer, W., Mochmann, H., Richter, U. and Dobberkau, H.J., 1989. A study of *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* in a river system. *Zbl. Hyg.*, 189: 20-28.
- Stern, N.J., 1992. Reservoirs for *Campylobacter jejuni* and Approaches for Intervention in Poultry. In: M.J.B.a.L.S.T. I. Nachamky (Editor), *Campylobacter jejuni: current status and future trends*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 49-60.
- Stern, N.J., Jones, D.M., Wesley, I.V. and Rollins, D.M., 1994. Colonization of Chicks by Non-Culturable *Campylobacter* spp. *Let. Appl. Microbiol.*, 18(6): 333-336.
- Stern, N.J. and Pierson, M.D., 1979. *Yersinia enterocolitica*: a review of the psychrotrophic water and foodborne pathogen. *J. Food Sci.*, 44: 1736-1742.
- Strauch, D., 1987. Hygiene of Animal Waste Management. In: D. Strauch (Editor), *Animal production and environmental health*. World Animal Science. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, pp. 155-202.
- Strauch, D., 1991. Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge. *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.*, 10: 813-845.
- SVVA, 1991. Inventaire et gestion de 40 alpages du Marchairuz (Vallée de Joux), groupe de travail Gest'Alpe, Yverdon, Etat de Vaud.
- SVVA, 1994. Inventaire et gestion de 27 alpages du Pays d'Enhaut (Communes de Rossinière, Château d'Oex et Rougemont), groupe de travail Gest'Alpe, Yverdon, Etat de Vaud.
- Tauxe, R.V. et al., 1982. *Campylobacter* enteritis associated with contaminated water. *Ann. Intern. Med.*, 96: 292-296.
- Taylor, D.N., Brown, M. and McDermott, K.T., 1982. Waterborne transmission of *Campylobacter* enteritis. *Microb. Ecol.*, 8: 347-354.
- Taylor, D.N., McDermott, K.T., Little, J.R. and Wells, J.G., 1983. *Campylobacter* enteritis from untreated water in Rocky mountains. *Ann. Intern. Med.*, 99: 38-40.
- Terzieva, S.I. and McFeters, G.A., 1991. Survival and injury of *Escherichia coli*, *Campylobacter jejuni*, and *Yersinia enterocolitica* in stream water. *Can. J. Microbiol.*, 37(10): 785-790.
- Thunegard, E., 1975. On the persistence of bacteria in manure. *Act. Vet. Scand.*, Suppl. 56: 1-86.
- Toora, S., Budu-Amoako, E., Ablett, R.F. and Smith, J., 1992. Effect of High-Temperature Short-Time Pasteurization, Freezing and Thawing and Constant Freezing, on the Survival of *Yersinia enterocolitica* in Milk. *J. Food Prot.*, 55(octobre): 803-805.
- Tranter, J., Hunter, C., Gunn, J. and Perkins, J., 1996. The bacterial quality of an upland stream. *J. CIWEM*, 10(4): 273-279.
- Troxler, J., 1999. Influence de la pâture des porcs sur la végétation. In: GEOLEP (Editor), *Essai de pâture de porcs en semi-liberté*. EPFL, Lausanne.
- Troxler, J. and Jans, F., 1992. Pâture des vaches laitières en montagne avec ou sans étable. *Revue suisse Agric.*, 24(3): 187-194.
- Troxler, J., Jans, F., Wettstein, J.-B., Monteleone, P. and Gmür, P., 1992. Intérêt pratique de la traite mobile au pâturage. *Revue suisse Agric.*, 24(4): 229-236.
- Turpin, P.E., Maycroft, K.A., Rowlands, C.L. and Wellington, E.M.H., 1993. Viable But Non-Culturable *Salmonellas* in Soil. *J. Appl. Bacteriol.*, 74(4): 421-427.
- van Loosdrecht, M.C.M., Lyklema, J., Norde, W. and Zehnder, A.J.B., 1989. Bacterial adhesion: a physicochemical approach. *Microb. Ecol.*, 17: 1-15.
- van Renterghem, B., Huysman, F., Rygole, R. and Verstraete, W., 1991. Detection and prevalence of *Listeria monocytogenes* in the agricultural ecosystem. *J. Appl. Bacteriol.*, 71: 211-217.
- Vittoz, P., 1999. Influence de la pâture des porcs sur la végétation. In: GEOLEP (Editor), *Essai de pâture de porcs en semi-liberté*. EPFL, Lausanne.
- Vogt, R.L. et al., 1982. *Campylobacter* enteritis associated with contaminated water. *Ann. Intern. Med.*, 96: 292-

296.

Watkins, J. and Sleath, K.P., 1981. Isolation and Enumeration of *Listeria monocytogenes* from Sewage, Sewage Sludge and River Water. *J. Appl. Bacteriol.*, 50: 1-9.

Weidmann, M., 1988a. Atlas géologique de la Suisse, Feuille 1243 (Lausanne). .

Weidmann, M., 1988b. Notice explicative de la Feuille 1243 (Lausanne). Atlas géologique de la Suisse: 44.

Weis, J. and Seeliger, H.P.R., 1975. Incidence of *Listeria monocytogenes* in nature. *Appl. Microbiol.*, 30(1): 29-32.

Welshimer, H.J. and Donker-Voet, J., 1971. *Listeria monocytogenes* in nature. *Appl. Microbiol.*, 21(3): 516-519.

Wundt, W., 1985. Untersuchungen zum Verhalten von *Campylobacter jejuni* in verschiedenen Lebensmittel. *Zbl. Bakt. Hyg., Abt. 1, Orig. B*, 180: 528-533.

Yao, K.H., Habilian, M.T. and O'Melia, C.R., 1971. Water and wastewater filtration: Concepts and Applications. *Dept. of Environmental Sci. and Engng. Univ. of North Carolina*, 5: 1105-1112.

Zihlmann, U., Weisskopf, P., Menzi, H. and Ingold, U., 1997. Bodenbelastung durch Freiland Schweine. *Agrarforschung*, 4(11-12): 459-462.

Zumstein, J., 1989. Circulation des matières organiques pédogènes et aquogènes dans un lac eutrophe, Université de Genève, 210 pp.

Annexes

Annexe I: Revue bibliographique extensive du problème de la présence et de la survie des bactéries en général et particulièrement des bactéries pathogènes dans les eaux et l'environnement.

LE POUVOIR PATHOGÈNE

Le pouvoir pathogène des différents agents infectieux est fonction de leurs caractéristiques propres, mais également du pouvoir immunitaire de l'individu contaminé. Certaines espèces reconnues comme pathogènes peuvent être portées par des individus sains, sans signes extérieurs de maladie. D'autres, généralement reconnues comme saprophytes, peuvent provoquer des maladies infectieuses graves chez des individus à immunité déficiente. Le pouvoir pathogène n'est donc que la résultante complexe de l'action d'un microorganisme et de la réceptivité d'un hôte (Haslay et Leclerc, 1993).

LES GERMES PATHOGÈNES SIGNIFICATIFS LORS DES CONTAMINATIONS HYDRIQUES

Les maladies infectieuses provoquées par des bactéries, des virus, des protozoaires ou des parasites constituent le principal risque pour la santé lié à la pollution de l'eau de boisson (OMS-WHO, 1994). Les agents infectieux significatifs définis par l'OMS sont présentés dans le tableau 11.1. Dès qu'ils quittent l'organisme hôte, les patho-

Agent pathogène	Importance sanitaire	Persistance dans l'eau ^a	Résistance au chlore ^b	Dose infectante relative ^c	Réservoir animal important
Bactéries <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Campylobacter coli</i> <i>Escherichia coli</i> pathogène <i>Salmonella typhi</i> Autres salmonelles <i>Shigella spp.</i> <i>Vibrio cholerae</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ^d <i>Aeromonas spp.</i>	Grande Grande Grande Grande Grande Grande Grande Modérée Modérée	Modérée Modérée Modérée Longue Brève Brève Longue Multiplier Multiplier	Faible Faible Faible Faible Faible Faible Faible Modérée Modérée Faible	Modérée Elevée Elevée Elevée Modérée Elevée Elevée (?) Elevée (?) Elevée (?)	Oui Oui Non Oui Non Non Oui Non Non
Virus Adénovirus Entérovirus Hépatite A Virus de l'hépatite non-A, non-B transmis par voie entérique et de l'hépatite E Virus Norwalk Rotavirus Petit virus rond	Grande Grande Grande Grande Grande Grande Modérée	? Longue ? ? ? ? ?	Modérée Modérée Modérée ? ? ? ?	Faible Faible Faible Faible Modérée Faible (?)	Non Non Non Non Non (?) Non Non
Protozoaires <i>Entamoeba histolytica</i> <i>Giardia intestinalis</i> <i>Cryptosporidium parvum</i>	Grande Grande Grande	Modérée Modérée Longue	Elevée Elevée Elevée	Faible Faible Faible	Non Oui Oui
Helminthes <i>Dracunculus medinensis</i>	Grande	Modérée	Modérée	Faible	Oui

Tableau 11.1: Importance des différents pathogènes véhiculés par l'eau et transmis par voie orale (? : inconnue ou incertaine) (OMS-WHO, 1994).

- Durée de la période de détection du stade infectant dans l'eau à 20°C: brève, jusqu'à 1 semaine; modérée, 1 semaine à 1 mois; longue, supérieure à 1 mois.
- Lorsque le stade infectant est en suspension dans l'eau traitée, avec une dose normale de désinfectant et un temps de contact normal. Résistance modérée: l'organisme peut n'être pas complètement détruit; Résistance faible: l'organisme est complètement détruit.
- Dose nécessaire pour provoquer l'infection chez 50% de volontaires adultes en bonne santé; pour certains virus, il peut suffire d'une seule unité infectante.
- D'après des expériences faites sur des volontaires.

gènes et parasites perdent graduellement de leur vitalité et de leur pouvoir infectant. Cette perte d'activité est généralement exponentielle et un pathogène devient indétectable au bout d'une certaine période. Etant donné que les contaminants fécaux subissent une dilution rapide dans les eaux de surface, les principaux pathogènes et parasites transmis par l'eau sont ceux qui ont un fort pouvoir infectant ou qui restent longtemps virulents en dehors de l'organisme (OMS-WHO, 1994).

La mise en évidence d'épidémies résultant d'une contamination d'eau de boisson n'est pas aisée en raison des différentes étapes d'investigation à franchir de manière chronologique:

- reconnaissance de l'épidémie puisque seule une faible partie des personnes contaminées contacte un médecin (Hellard et al., 1997). Une étude a montré lors d'une épidémie à *Campylobacter* aux USA que seule 1 personne sur 18 avait consulté son médecin et que 1 culture de selles sur 80 avait été effectuée (Sacks et al., 1986);
- recherche de l'agent étiologique, qui demande un ciblage correct des agents potentiels (Craun, 1981);
- recherche du vecteur de transmission par la mise en évidence de l'agent étiologique ou par recoupement. La recherche des agents est souvent complexe lorsque ceux-ci sont d'origine bactérienne, mais encore plus lorsqu'il s'agit de virus ou de protozoaires (méthodes sophistiquées, peu fiables, chères ou une combinaison des trois (Hellard et al., 1997)). Il est également très probable que la contamination soit fortement réduite lorsqu'on arrive à ce stade d'investigation.

Les principaux agents étiologiques microbiologiques mis en évidence lors de contaminations hydriques aux USA sont les protozoaires (*Giardia*, 10%), les virus (9%) et diverses bactéries comme *Shigella* (9%), *Salmonella* (5%), *E. coli* (1%) et *Campylobacter* (1%) (Craun, 1981). Cependant, les agents étiologiques n'ont pas été déterminés dans 55% des cas d'épidémies en raison:

- d'une absence d'investigation pour les agents causatifs les plus communs, ou
- du choix de mauvaises cibles dans le cas d'agents plus rares (Craun, 1981).

Le danger lié aux contaminations hydriques se précise néanmoins avec le développement de nouvelles méthodes permettant l'identification d'agents étiologiques précédemment peu connus comme *Legionella* et *Cryptosporidium*. L'émergence de ces infections s'accompagne de la mise en évidence de formes pathogènes résistantes à certains antibiotiques, parfois multirésistantes (El-Zanfaly, 1991).

SURVEILLANCE BACTÉRIOLOGIQUE

La qualité microbiologique des eaux de boisson est soumise à l'Ordonnance sur l'hygiène (OHyg, 1995). Elle est testée à l'aide de plusieurs types d'indicateurs bactériologiques. Les indicateurs utilisés lors de cette étude sont:

- Germes aérobies
- *Escherichia coli*
- Entérocoques

On ne doit pouvoir détecter plus de 100 germes aérobies à la source par ml d'eau. Après traitement, le seuil de tolérance est de 20 germes aérobies par ml. Ces valeurs ne doivent pas dépasser 300 germes aérobies dans le réseau de distribution. *Escherichia coli* et les entérocoques sont considérés comme des indicateurs de contamination fécale et ne doivent pas être détectés dans les eaux destinées à la consommation. En effet, leur présence pourrait être liée à celle d'organismes potentiellement pathogènes pour l'homme, inacceptable dans un réseau d'alimentation en eau.

FACTEURS INFLUENÇANT LA SURVIE DES BACTÉRIES DANS LES EAUX ET L'ENVIRONNEMENT

La survie des bactéries dans les eaux et l'environnement dépend en premier lieu de leurs caractéristiques physiologiques, mais également de celles du milieu considéré. Dans les milieux chimiquement ou physiquement agressifs, les bactéries ralentissent leur métabolisme, et survivent sous leur forme résistante. Elles vont y survivre plus ou moins longtemps, mais vont rarement, voire jamais s'y multiplier. Elles peuvent également subir des altérations cellulaires ou moléculaires, structurales ou fonctionnelles, qui sont le plus souvent réparables et sont appelées agressions subléthales. On ne peut les dire mortes que lorsque leur activité métabolique est inexistante (Mason et al., 1986). Il est important de faire une distinction entre les effets des conditions environnementales sur la viabilité d'un organisme et sur sa capacité de croissance, différenciation et reproduction (Madigan et al., 1997).

Nutrition et énergie

Les macronutriments nécessaires à la plupart des microorganismes sont le phosphore, le soufre, le potassium, le magnésium, le calcium, le sodium et le fer. Les micronutriments requis par la cellule en quantités infimes sont néanmoins nécessaires au métabolisme (Cr, Co, Cu...) (Madigan et al., 1997). La biosynthèse du matériel cellulaire nécessite une ou plusieurs sources d'énergie. La plupart des microorganismes sont chemotrophes et utilisent l'énergie libérée lors de l'oxydation des composés organiques ou inorganiques.

Dans leur environnement naturel, les microorganismes sont sujet à des flux de nutriments qui peuvent englober des conditions de surabondance, des quantités sub-optimales ou l'absence complète de substrats. Il leur est donc vital de pouvoir survivre aux périodes de privation et de récupérer rapidement quand l'apport en nutriments augmente (Dawes, 1985).

Les bactéries qui affrontent un environnement adverse mettent en place deux types de processus qui impliquent:

- la formation d'endospores ou de kystes induits par des mécanismes spécialisés;
- le développement de formes dormantes appelées mini-, pico-, nano-bactéries ou bactéries naines (Morita, 1988) qui semblent être le résultat d'une défense passive. Les formes extérieures sont diverses et englobent vibrios, coccoïdes, spirilles et coccobacilles.

La sporulation bactérienne n'apparaît que lorsque la croissance de la population bactérienne arrive à son terme, généralement en raison de la disparition de nutriments essentiels, et jamais en phase de croissance exponentielle (Madigan et al., 1997). La conversion de l'état végétatif à celui de spore englobe toute une série de modifications du métabolisme qui passent par la suppression ou la mise en place de la synthèse de certaines protéines. Les endospores sont des formes métaboliquement inertes mais extrêmement résistantes. Ces spores peuvent rester viables durant plusieurs décades voire peut-être plus. Ainsi, des spores de *Clostridium acetivum* préparés en 1947, ont formé une culture robuste en 1981 après une incubation de seulement 12 heures dans un milieu d'enrichissement (Braun et al., 1981). D'autres spores du genre *Thermoactinomyces* ont été retrouvés sur plusieurs objets d'un site archéologique datant de plus de 2000 ans, ainsi que dans des sédiments lacustres datant de plus de 7000 ans (Gest et Mandelstam, 1987).

Les bactéries qui ne développent pas de formes résistantes font appel à diverses stratégies pour survivre dans les environnements pauvres en nutriments. Certaines bactéries établissent des réserves alimentaires (hydrates de carbone, lipides, etc...) dont la composition est fonction du milieu dans lequel elles ont été établies (Dawes, 1985). En absence de réserve ou lorsque celle-ci est épuisée, les cellules développent un endométabolisme leur permettant de dégrader progressivement leurs composants internes, parmi lesquels protéines et ARN (Dawes, 1985; Morita, 1988). Les cellules ainsi endommagées ne sont généralement plus cultivables sur des milieux sélectifs, mais le restent sur des milieux riches et non-sélectifs, qui leur permettent de regagner leur caractéristiques originelles (Bissonnette et al., 1975). Ces dégradations peuvent donc rester réversibles mais atteignent parfois un stade irréversible où la cellule n'arrive plus à se reconstituer. Ces transformations ont une influence sur la taille et la morphologie cellulaire et conduisent en général à une diminution du volume.

Un essai de survie a été effectué dans un lac (environnement déficient en nutriments) pour différentes espèces de bactéries à l'aide de membranes microporeuses (Sjogren et Gibson, 1981). Les résultats ont montré une persistance de 40% ou plus pour les genres *Klebsiella*, *Enterobacter* et *Serratia* et de 10% ou moins pour les genres *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Alcaligenes*, *Erwinia*, *Escherichia*, *Flavobacterium* et *Pseudomonas* après 24 heures.

L'humidité

L'humidité est un facteur important de survie dans la zone non saturée. Il a été démontré que la viabilité de *E. coli* était influencée par l'humidité (Young et Greenfield, 1923, cité par Gerba et Bitton, 1994). La survie dans différents types de sols est meilleure pendant la saison humide. Dans les lehms, capables de retenir beaucoup d'humidité, les organismes sont capables de survivre plus de 42 jours (Gerba et Bitton, 1994).

La lumière

Elle constitue la source d'énergie des bactéries phototrophes, mais est un facteur biocide pour de nombreuses bactéries non pigmentées. De nombreuses études ont montré le pouvoir bactéricide du rayonnement solaire (Fujioka et al., 1981; Gourmelon et al., 1994; McCambridge et McMeekin, 1981; Pommepuy et al., 1996; Reed, 1997). Dans un milieu aqueux stérile exposé à une lumière continue, la survie de *E. coli* et de *Salmonella typhimurium* est directement liée à la radiation totale reçue par l'échantillon d'eau et est favorisée en eau douce (McCambridge et McMeekin, 1981). Un essai de comparaison de la survie de *E. coli* dans de l'eau de mer dans 2 écosystèmes diffé-

rents à l'aide de chambres à membranes a montré une meilleure survie dans de l'eau turbide, qui prévient l'effet bactéricide des rayons solaires (et offre également un milieu plus riche en éléments nutritifs) (Pommepeuy et al., 1992).

Des coliformes et streptocoques fécaux mis en suspension dans de l'eau de mer (en laboratoire) sont inactivés en quelques heures alors qu'ils persistent durant des jours en l'absence de lumière (Fujioka et al., 1981). Les dommages observés sur des *E. coli* exposées à la lumière et à la chaleur du soleil (55°C) sont suffisamment rapides pour permettre une désinfection dans les 7 heures en climat tropical (Joyce et al., 1996). L'effet toxique dépend d'un processus dynamique photo-oxydant, mis en évidence par une meilleure capacité de survie de *E. coli* dans un milieu sans oxygène, par rapport à un milieu oxygéné (Gourmelon et al., 1994; Reed, 1997). L'effet toxique de la lumière induit la formation de cellules non cultivables chez *E. coli* (Pommepeuy et al., 1996).

La température

La température est l'un des facteurs environnementaux les plus importants influençant la croissance et la survie des microorganismes. Quand la température augmente, les réactions chimiques et enzymatiques de la cellule s'accroissent et la croissance est plus rapide. Cependant, au-delà d'une certaine température, les protéines, acides nucléiques et autres composants de la cellule peuvent subir des dommages irréversibles et les fonctions cellulaires s'arrêtent (Madigan et al., 1997). Pour chaque organisme, il existe une température minimale au-dessous de laquelle la croissance est inexistante, une température optimale où la croissance est la plus rapide et une température maximale au-delà de laquelle toute croissance est impossible. Celles-ci permettent de classer les bactéries, bien qu'elles soient généralement fonction d'autres facteurs environnementaux (disponibilité en nutriments, pH, oxygène...) (voir tableau 11.2).

	Minimum	Optimum	Maximum
Psychrophiles	-10 à +5	+10 à +20	+13 à +25
Mésophiles	+10 à +15	+30 à +40	+30 à +50
Thermophiles	+25 à +45	+50 à +75	+75 à +100

Tableau 11.2: Classification des bactéries en fonction des exigences de température (°C) (d'après Rheinheimer, 1992)

E. coli, comme la plupart des bactéries pathogènes, est de type mésophile. Cependant, si les basses températures empêchent sa croissance, elles ne provoquent pas forcément la mort de la bactérie. Le milieu dans lequel se trouve la bactérie affecte la sensibilité de la bactérie de manière significative. Ainsi, certaines substances (cryoprotecteurs) protègent la cellule de la déshydratation et empêchent la formation de cristaux (Madigan et al., 1997).

L'augmentation de la température est un des moyens les plus usités pour éliminer les différents germes pathogènes qui pourraient se trouver dans les denrées alimentaires. De nombreuses études portent sur la survie et la croissance de ces germes en fonction de la température (Bala et Marshall, 1996; Buchanan et al., 1989; Galdiero et al., 1997; Goverde et al., 1994; Hansen et Knochel, 1996; Little et al., 1992; Mackey et al., 1994; Oh et Marshall, 1993; Patchett et al., 1996; Sorrels, 1989; Toora et al., 1992).

pH

La plupart des environnements naturels ont un pH compris entre 5 et 9, si bien que les organismes les plus courants montrent un optimum de croissance entre ces limites. La plupart des bactéries préfère un milieu neutre ou légèrement alcalin (pH 7 à 7.5). Cependant, les exigences ne sont pas forcément strictes et *E. coli*, par exemple peut se multiplier dans des milieux dont le pH est compris entre 4.4 à 8. Certaines bactéries peuvent avoir une préférence marquée pour les milieux fortement acides ou basiques. *Thiobacillus thiooxydans*, avec un pH optimal de croissance de 2, est encore capable de se développer à pH 0, équivalent à une solution normale d'acide sulfurique. Selon Cuthbert et al. (1950, cité par Gerba, 1994), *E. coli* et *Strep. faecalis* survivent quelques jours à un pH de 2.9-4.5, et quelques semaines à un pH de 5.8-7.8.

Autres microorganismes

La présence d'autres microorganismes peut influencer la survie des bactéries, par des phénomènes de compétition et de prédation. Rudolfs (1950, cité par Gerba et Bitton, 1994) a remarqué une plus longue durée de survie des bactéries entériques dans des sols stériles comparativement à des sols non stériles. Les bactéries entériques pourraient

même contribuer à la diminution de la masse microbienne autochtone en utilisant les ressources alimentaires des sols (Gerba et Bitton, 1994). L'antagonisme influe de manière importante sur la capacité de survie des bactéries fécales dans l'environnement.

LE COMPORTEMENT DES BACTÉRIES SIGNIFICATIVES POUR LA CONTAMINATION HYDRIQUE DANS L'ENVIRONNEMENT

La présente étude s'est focalisée sur la présence de différents agents infectieux bactériologiques dans les eaux pour deux raisons:

- les agents bactériologiques se sont révélés prépondérants lors des contaminations par des denrées alimentaires (OFSP, 1991b) et ont été incriminés à plusieurs reprises lors de contaminations hydriques;
- les germes pathogènes ne seront vraisemblablement rencontrés qu'en faibles quantités dans les eaux en raison de la dilution. La méthode analytique doit donc comporter une phase d'enrichissement, efficace lors de la recherche de bactéries.

Les bactéries testées dans le cadre de cette étude ont été choisies en fonction de leur importance sanitaire lors de contaminations hydriques (OMS-WHO, 1994) pour les régions considérées (paramètres locaux, types de contaminations) et de leur incidence lors des cas de maladies infectieuses (OFSP, 1995 à 1998) (valable surtout pour *Listeria*). Il s'agit de:

- *Salmonella*
- *Campylobacter*
- *Listeria*
- *Yersinia*

Les indicateurs de pollution

Les méthodes utilisées pour étudier la persistance des germes dans des milieux aquatiques influencent considérablement la dynamique du comportement des populations bactériennes (McFeters et Stuart, 1972). Une comparaison de trois méthodes (chambre à membranes filtrantes placée dans une rivière, chambre à membranes filtrantes en laboratoire et bouteille fermée) a montré un comportement très différent durant les 6 premiers jours de l'expérimentation en fonction de la méthode, mais similaire pour *E. coli* et *Y. enterocolitica* (température entre 4 et 6°C). Avec des concentrations de départ de environ 10^5 organismes/ml, 10^2 - 10^3 *Y. enterocolitica* et 10 - 10^2 *E. coli* étaient encore cultivables après 21 jours. Dans la chambre in-situ, la population montre une certaine stabilité suivie d'un déclin. En laboratoire, une population bactérienne placée dans une chambre montre d'abord une importante croissance, suivie par un déclin rapide. Dans les bouteilles, la décroissance est immédiate.

Persistance dans les eaux (laboratoire)

Un essai de persistance de *E. coli* dans de l'eau de rivière filtrée et autoclavée, filtrée et non traitée à différentes températures a montré l'importance de la compétition avec les autres microorganismes (filtrée et autoclavée > filtrée > non traitée) et de la température (4°C > 15°C > 25°C > 37°C) (Flint, 1987). Les bactéries y ont survécu durant des périodes allant jusqu'à 260 jours sans perte de viabilité. Leur survie est meilleure en laboratoire, même avec l'utilisation de chambres à membranes soumises à un flux d'eau (McFeters et Stuart, 1972). L'effet de la température n'est pas linéaire et la survie est inversement proportionnelle à la température entre 5 et 15°C ($T_{1/2}$ de respectivement et environ 4.5 et 1.5 jours), pour devenir beaucoup moins prépondérante à des températures supérieures à 15°C ($T_{1/2}$ de 0.5 jours). Un essai mené dans un chambre à membranes filtrantes entreposée dans de l'eau entre 9.5°C et 12.5°C a permis de déterminer une demi-vie de 17.0 heures pour les coliformes et de 22.0 heures pour les entérocoques (McFeters et al., 1974). Le taux de décroissance obtenu pour *E. coli* dans de l'eau de source maintenue en conditions de laboratoire est de $0.0066 \text{ heures}^{-1}$ (pente de la droite, nombres de bactéries en échelle logarithmique) (Bitton et al., 1983).

La persistance de *E. coli* dans des eaux a été testée conjointement à celle de *Y. enterocolitica* et *C. jejuni* dans des chambres de diffusion à membranes stériles soumises à un flux d'eau d'irrigation agricole (Terzieva et McFeters, 1991). Aucune diminution significative du nombre de bactéries viables n'a été mise en évidence durant les 4 premiers jours, alors que les dommages augmentaient durant la même période. Après cette période, les quantités de germes ont diminué de manière régulière en fonction de la température (diminution généralement plus rapide à 16°C qu'à 6°C) et de la souche testée (peu de différence pour les campylobacters). Cependant, une part significative de la population persiste sous forme cultivable durant plusieurs semaines. *Y. enterocolitica* s'est montrée psychrotrophe et mieux adaptée à une survie prolongée dans des eaux de surface tempérées.

Un essai de persistance a été effectué avec *E. coli* dans de l'eau de lac filtrée-autoclavée et non filtrée (Lim et Flint, 1989), qui a montré respectivement une survie des bactéries viables durant plus de 12 jours sans déclin et une décroissance rapide. L'ajout de boue (de STEP) synthétique (dès >2%), de même que celui d'une source azotée (sulfate d'ammonium et acides aminés) a contribué à une augmentation de la population bactérienne à la température de 37°C plus importante qu'à celle de 7°C. La croissance est possible également en présence d'autres microorganismes.

E. coli devient non détectable après 24 à 72 heures dans de l'eau de lac en fonction du milieu de culture utilisé (laboratoire à 30°C) (Henis et al., 1989). Dans de l'eau de lac stérile amendée avec des acides aminés et/ou des phosphates, la population de *E. coli* croît de manière exponentielle durant 24 heures, se stabilise, puis diminue. L'influence de la présence d'une autre colonie de bactéries dans de l'eau amendée est fonction de sa taille: peu importante, elle réduit l'accroissement alors que très importante, elle peut l'inhiber totalement.

Persistance dans les eaux de surface

La persistance de *E. coli* a été testée dans deux cours d'eau (USA) à l'aide de chambres de diffusion à membranes (McFeters et Stuart, 1972). Pour des températures oscillant entre 4 et 6°C (moins de 1°C d'écart entre les deux rivières) et une concentration de départ de 10^8 organismes par ml, la survie était meilleure dans la rivière avec les teneurs en nutriments les plus importantes (10^5 organismes après 5 jours contre 10^4).

La présence des coliformes fécaux semble être fonction des débits dans des rivières des USA (Barbé et Francis, 1995) et une conversion logarithmique des variables permettrait la détermination d'équations de régression pour les saisons hivernales et estivales. Pour un débit donné, les quantités de coliformes sont plus importantes durant la saison hivernale que durant la saison estivale.

Les déversoirs d'orage des installations de traitement de l'eau contribuent à l'augmentation de la réponse bactériologique dans les eaux de surface (Afrique du Sud)(Jagals et al., 1995). Les teneurs en indicateurs 20 km à l'aval de l'arrivée des effluents sont encore plus élevée qu'à l'amont de celle-ci. Les teneurs en indicateurs sont plus faibles durant la saison sèche.

Persistance dans les eaux souterraines

Le contenu en indicateurs bactériologiques (coliformes fécaux) a été suivi dans les eaux de 4 sources (USA) (Petrie et al., 1994). Les contaminations sont étroitement liées aux précipitations et durant les périodes sèches, les eaux sont généralement libres de toute contamination. Une pluie importante a plus d'effet sur la contamination bactériologique que des pluies constantes. La température joue également un rôle important, particulièrement durant la saison hivernale où les contaminations fécales sont absentes ou extrêmement réduites quand les températures de la végétation ont été en-dessous de 0°C durant quelques heures (débit plus faible en raison du gel) et augmentent avec l'accroissement de la température.

Salmonelles

Salmonella est une bactérie mésophile, chemoorganotrophe, gram négatif et aérobie facultative, relativement proche de *E. coli*. Les espèces du genre *Salmonella* sont généralement pathogènes pour les humains et les animaux à sang chaud, provoquant fièvre typhoïde ou gastroentérite. *Salmonella* est un des principaux agents microbiologiques responsables de maladies infectieuses en Suisse avec 3656 cas en 1997 (OFSP, 1998). Le genre *Salmonella* comprend plus de 2000 types qu'il est possible de différencier en fonction de leurs caractères antigéniques.

Infections à Salmonella

Salmonella typhi (paratyphi) est un des agents responsables de la fièvre typhoïde (paratyphoïde). Cette maladie grave et souvent mortelle provoque des septicémies, des perturbations digestives graves, parfois accompagnées d'hémorragies pouvant conduire à des perforations du tube digestif et un état de prostration particulier nommé le "tuphos" (Pilet et al., 1987). La dose infectante nécessaire pour déclencher une fièvre typhoïde a été estimée à 10^5 - 10^9 germes.

Les autres salmonelles sont généralement responsables de gastro-entérites caractérisées par un syndrome digestif associé à des signes infectieux modérés (maux de tête, fièvre).

Chez l'animal, en particulier chez les bovins, les salmonelloses sont parfois graves et peuvent provoquer de lourdes pertes. Elles se manifestent chez les bovins par des formes digestives et respiratoires, des chutes brutales de production laitière, une forte morbidité, des avortements et parfois la mort des animaux affaiblis (Morisse et al., 1992).

Portage

Les salmonelles peuvent coloniser l'homme ainsi que de nombreuses espèces animales, principalement à sang chaud. Les oiseaux et la volaille domestique (canards, dindes, poules) sont communément porteurs de salmonelles (Atlas, 1994). Une étude de 50 troupeaux en France a montré des pourcentages d'animaux porteurs peu différents selon que les animaux sont issus ou non de cheptels anciennement atteints de salmonellose (7 à 9%) (Morisse et al., 1992). Les densités de salmonelles trouvées dans les fèces atteignent couramment 10^5 à 10^6 bactéries par gramme de fèces. *Salmonella typhimurium* est l'espèce la plus fréquemment rencontrée chez le bétail (Morisse et al., 1992; Scott, 1994). La plupart des sérotypes ne provoquant pas des manifestations cliniques sont éliminés dans les 3 à 16 semaines (Scott, 1994).

Modes de transmission

Le mode de transmission principal des salmonelloses est lié à l'ingestion de denrées alimentaires ou d'eau contaminées, et rarement entre personnes. Les denrées alimentaires sont généralement contaminées par l'animal producteur (oeufs, viande, lait), donc à la source, ou par le contact manuel d'un préparateur infecté (Madigan et al., 1997).

L'eau contaminée reste le facteur déterminant de l'endémie typhique dans les pays d'Afrique et d'Asie, qui a virtuellement été éradiquée dans de nombreuses régions du globe. Cependant, on ne peut exclure l'émergence d'épidémies de fièvre typhoïde liées à des défaillances de systèmes de purification d'eau contaminée ou des contaminations postérieures (ruptures de conduites lors de tremblements de terre, inondations, etc...).

Croissance et survie

Salmonella est une bactérie mésophile, préférant les températures de 15 à 40°C mais pouvant également croître entre 8 et 45°C (Kauffmann, 1966). A la température de 10°C, la durée de génération est d'environ 10 heures (Mackey et Kerridge, 1988). Quand les températures sont extrêmement basses, les organismes ne se multiplient plus, mais restent viables ou développent des formes non cultivables (Minet et al., 1991). *S. typhimurium* a survécu durant une période de 9 mois à une température de -25°C, après laquelle 25% des bactéries étaient viables. Des tests de survie au gel et à la dessiccation ont été effectués pour plusieurs souches de salmonelles. Après 10 semaines passés à -19°C, aucun des échantillons n'était stérile. Les meilleures résistances ont été observées pour les souches les plus fréquemment isolées. Celles-ci sont également souvent aptes à survivre plus de 2 semaines dans une atmosphère avec 50% d'humidité relative (Enkiri et Alford, 1971). La survie de salmonelles dans des escargots congelés à la température de -20°C durant plus de 13 ans montre leur résistance aux environnements extrêmes (D'Aoust, 1991).

Dans de l'eau (polluée ou non), *Salmonella* est capable de croître jusqu'à 10°C (Hendricks et Morrison, 1967). La capacité de survie est fortement dépendante de la souche considérée et un essai mené dans un chambre à membranes filtrantes entreposée dans de l'eau entre 9.5°C et 12.5°C a permis de déterminer une demi-vie comprise entre 2.4 et 19.2 heures (McFeters et al., 1974). Dans de l'eau de mare agricole (en laboratoire), plusieurs espèces de salmonelles ont montré une même capacité de survie, soit 16 jours à 20°C avec une concentration de départ de 10^6 à 10^7 organismes par ml (Andre et al., 1967).

Une campagne effectuée aux USA a permis d'isoler *Salmonella* dans des eaux de rivière modérément polluées (65%), peu polluées (38%) et non polluées (44%). Il semblerait donc possible qu'elle puisse exister en tant qu'organisme libre se multipliant dans des conditions naturelles (Cherry et al., 1972). Elle a également été isolée régulièrement dans une eau de lac américain (Claudon et al., 1971), dans des boues de station d'épuration en Ecosse (96%) (Fricker, 1984), dans des eaux de surface (rivière et mer) contaminées par des effluents de décharges ou fécaux en Espagne (jamais en-dessous de 30%) (Moriñigo et al., 1992), parfois même en absence d'indicateurs. Elles ne sont apparemment pas éliminées à 100% dans les STEP (Boéchat-Mauley et Aragno, 1982), où quelques unités par 100 ml réussissent à survivre (contre quelques centaines à l'entrée). Elles semblent même survivre dans les eaux usées chlorées, attachées à des particules (Minet et al., 1991). Si une croissance des salmonelles est possible dans les eaux, celle-ci est encore meilleure en présence de sédiments. En effet, après 56 jours, les densités de salmonelles cultivables y sont encore plus élevées que les densités de départ (Fish et Pettibone, 1995).

Dans les sols, la survie de *Salmonella* est relativement bonne mais étroitement liée à la présence d'autres microorganismes. En effet, dans un sol stérile, la quantité d'organismes diminue de moins d'un ordre de grandeur en plus de 35 jours, alors que dans un sol non stérile, la diminution est beaucoup plus rapide (environ 5 unités logarithmiques) (Turpin et al., 1993). Les salmonelles semblent pouvoir développer des formes non cultivables dans les sols et deviennent plus petites et arrondies avec le temps. La survie des salmonelles dans les sols a été étudiée par le biais de l'enfouissement de cadavres de veaux contaminés. Une contamination extensive du sol a été observée dès

la première semaine. Après 3 mois, les salmonelles ont commencé à diminuer pour disparaître entre 15 et 27 semaines après le début de l'essai. Elles ont réapparu sur un des sites 9 semaines après, durant une période froide hivernale. Une prédominance des salmonelles en hiver a été conjointement observée dans un poulailler désaffecté (Davies et Wray, 1996). Dans les boues des stations d'épuration appliquées sur des sols, leur survie est réduite et elles disparaissent dans les 4 semaines (Watkins et Sleath, 1981)

Listeria

Listeria est un bacille Gram positif asporulé, anaérobie facultatif comprenant 8 espèces: *L. monocytogenes*, *L. ivanovii*, *L. seeligeri*, *L. innocua*, *L. welshimeri*, *L. grayi*, *L. murrayi* et *L. denitrificans* (McLauchlin, 1987).

Infections à Listeria

Listeria est responsable de maladies infectieuses chez les animaux comme chez les hommes. Les infections sont la plupart du temps sporadiques, en raison du caractère opportuniste de *Listeria*. Les listérioses peuvent toutefois émerger sous forme épidémique (Bille, 1991; Jacquet et al., 1995). Les manifestations cliniques peuvent être de divers types (Pilet et al., 1987):

- listériose animale: formes digestives, septicémies, encéphalites, avortements;
- listériose humaine avec diverses manifestations comme des septicémies ou des syndromes neurologiques (méningites, encéphalites ou méningo-encéphalites) chez l'homme immunodéprimé (cirrhose, éthyliisme, diabète, hémopathie, cancer, SIDA, âge supérieur à 60 ans, greffes,...), des infections bénignes pseudo-grippales chez la femme enceinte mais pouvant provoquer un avortement, ou chez l'enfant une septicémie généralisée, une atteinte pulmonaire, associée ou non à d'autres localisations.

Les cas de listériose humaine sont principalement le résultat d'infections à *L. monocytogenes*, rarement à *L. ivanovii* ou *L. seeligeri*. Une moyenne de 25 cas de listériose sont déclarés chaque année en Suisse (1990-1997), et le 17.5% environ de ceux-ci sont mortels (OFSP, 1995b; OFSP, 1995c; OFSP, 1996; OFSP, 1997; OFSP, 1998). La majeure partie de ces *L. monocytogenes* étaient des sérotypes 4b (53%), 1/2a (31%) et 1/2b (16%)(Boerlin, 1995). Les manifestations cliniques les plus courantes étaient les méningites (44%), pneumonies (19%), fièvre (10%), etc... et se sont déclarées la plupart du temps chez des individus présentant immunodépression, alcoolisme, calcinome, cirrhose, etc...

La plupart des cas de listériose sont sporadiques. Cependant, plusieurs cas d'épidémies liées à la consommation de denrées alimentaires contaminées ont été mises en évidence, dont plusieurs ont incriminé *L. monocytogenes* 4b (Fonjallaz, 1990). Une importante épidémie de listériose a notamment été observée dans la partie ouest de la Suisse entre 1983 et 1987. Elle a touché 122 personnes (32 décès) dans le canton de Vaud uniquement (Bille, 1991). A la suite de cette épidémie, plus de 6000 souches ont été analysées au Centre national de référence (Boerlin, 1995). L'analyse de sérotypes montre une prédominance du sérotype 4b (environ 60%) pour les souches humaines. Les souches d'origine alimentaire proviennent surtout de produits carnés (45%), laitiers (21%) et de poissons (22%) et le sérotype 1/2 y prédomine (65-75%) (Bille, 1991). La quantité de germes nécessaire pour déclencher une infection chez l'homme est fonction de nombreux facteurs et pourrait varier entre 10^2 et 10^9 UPC/g (Farber et Peterkin, 1991).

Portage

L. monocytogenes semble être un résident normal du tractus intestinal humain et le pourcentage de portage asymptomatique pourrait être compris entre 5 et 10% (Farber et Peterkin, 1991). Elle a également été isolée des fèces de plus de 50 espèces animales (OMS-WHO, 1988). Chez les bovins, le pourcentage d'animaux porteurs est généralement compris entre 1 et 5%.

Modes de transmission

Les récentes épidémies associées à l'ingestion de denrées alimentaires contaminées semblent désigner celles-ci comme principale source de contamination (Farber et Peterkin, 1991). Les sources les plus importantes sont les produits laitiers, les légumes crus, les produits carnés (viande mal conservée ou pas assez cuite, pâté, charcuterie) et le poisson (Bille, 1991; OFSP, 1995b). Les pourcentages d'aliments contaminés par *L. monocytogenes* sont parfois importants pour différents produits carnés comme la volaille (66%), le boeuf (35%), l'agneau (40%) le porc (28%) et les saucissons (35%). *L. monocytogenes* a rarement été isolée de fromages mous ((1/251) ou de pâté (1/40) (MacGowan et al., 1994). Les densités maximales observées pour *Listeria* étaient de 10^4 UPC/g. Aucune variation saisonnière n'a pu être mise en évidence dans les denrées alimentaires.

Chez le bétail, une relation épidémiologique entre l'infection à *L. monocytogenes* et la consommation de fourrage contaminé est connue depuis longtemps (Gray, 1960). Un portage plus important de *L. monocytogenes* par les mouettes de mer a été observé chez celles qui se nourrissaient dans les usines de traitement des eaux usées (Fenlon, 1985).

Croissance et survie dans l'environnement

L. monocytogenes est capable de croître dans des milieux très divers, avec des températures et pH minimaux de respectivement 4°C (Farber et Peterkin, 1991) et 4.4 (Sorrels, 1989). Ubiquiste, *Listeria* est largement répandue dans l'environnement où sa présence a été découverte dans les sols et la végétation naturelle (20%), des fèces de daims et de chevreuils (16%), dans des vieux fourrages et des sols d'affouragement (27%) ainsi que chez des oiseaux (17%) en Allemagne (Weis et Seeliger, 1975). Elles ont également été isolées dans des eaux usées (94%), des sols (15%), des fèces (1%) en Grande-Bretagne (MacGowan et al., 1994) ainsi que dans des eaux de puits (Korhonen et al., 1996), parfois en absence d'indicateurs bactériologiques de contamination. Une variation saisonnière avec une prépondérance entre juin et septembre dans les fèces et les sols a pu être mise en évidence (MacGowan et al., 1994). La présence de *L. monocytogenes* a également été mise en évidence dans des sols cultivés (1/13) et des prés environnants (6/13) (Dowe et al., 1997). La possibilité d'une vie saprophytique de *L. monocytogenes* est donc considérée très sérieusement, depuis son isolation d'échantillons de plantes et de sols (Weis et Seeliger, 1975; Welshimer et Donker-Voet, 1971) où les contaminations fécales sont absentes depuis un certain laps de temps (quelques années ou suffisamment pour éliminer toute trace d'indicateurs de contamination fécale). Les listerias sont capables de survivre durant 11-16 mois dans des échantillons de sol ou de fèces humides et environ deux ans dans des sols secs (Lehnert, 1960). La composition des sols est un facteur important et détermine la survie de ces germes. Ainsi, les sols sableux semblent moins favorables à leur survie que les sols limono-argileux (Dowe et al., 1997). Une décroissance des germes est cependant rapidement observée quand l'inoculum est important. Cependant, lorsque l'inoculum est faible, une croissance est observée et celle-ci est plus importante dans les sols auto-clavés.

Des listerias ont été isolées de boues de stations d'épuration en grande quantité et sont connues pour survivre dans ce type de milieu durant très longtemps (Watkins et Sleath, 1981). En effet, aucune diminution du nombre de *L. monocytogenes* dans un sol amendé après 8 semaines d'observation. Plus de 16000 *L. monocytogenes* par kg de matériel ont été mises en évidence (Fenlon, 1985). Dans les eaux usées, les densités varient entre 10^3 et 10^5 cellules par litre. Environ 10 fois plus de listerias ont été isolées dans des boues que dans les eaux claires. La croissance de *Listeria* (45%) a été observée durant les processus d'oxydation biologique des stations de traitement (Geuenich et Müller, 1984).

Dans l'environnement agricole, la présence de *L. monocytogenes* a été mise en évidence dans des excréments de porc (16%), des excréments de bovins (20%), et des échantillons d'eau souterraine (5%) (van Renterghem et al., 1991). Aucun des échantillons de purin ou de sol amendé n'a permis l'isolation de *L. monocytogenes*. Après trois semaines de stockage, un seul échantillon sur les 9 était encore positif. Deux mois après leur inoculation dans du purin de porc et de vache, aucune *L. monocytogenes* n'était encore détectable. Dans les silos, la présence de listerias est principalement fonction du pH, qui détermine la qualité du matériel ensilé. Les analyses ont permis des isolations de *L. monocytogenes* dans des boudins de silo (2.5-5.9%), dans des fourrages ensilés en balles (22%) et dans des ensilages moisés (44%).

Yersinia

Yersinia est un bacille Gram - aérobie facultatif, responsable de maladies infectieuses (beaucoup moins important que *Salmonella* et *Campylobacter* en Suisse). Les trois genres principaux sont *Y. pestis*, *Y. pseudotuberculosis* et *Y. enterocolitica*. L'application des techniques moléculaires a permis de séparer l'espèce *Y. enterocolitica* en trois nouvelles espèces: *Y. enterocolitica*, *Y. frederiksenii* et *Y. intermedia* (Brenner, 1979), puis plus tard *Y. kristensenii*. Ces trois dernières n'ont jamais montré ni attributs, ni marqueurs de pathogénicité déterminés en laboratoire. L'eau et les denrées alimentaires ne jouent donc un rôle de vecteur significatif que pour *Y. enterocolitica*.

Infections à *Yersinia*

Y. pestis est l'agent de la peste, maladie épizootique affectant de nombreux rongeurs, principalement des rats et pouvant être transmis à l'homme par l'intermédiaire de puces. Ces dernières assurent la diffusion de la maladie et sa persistance.

Y. enterocolitica est l'agent de gastro-entérites animales et humaines graves et parfois mortelles. Elle peut également avoir un rôle dans l'érythème noueux chez la femme adulte, dans diverses infections (oculaires, articulaires

et urétrales) ainsi que dans de rares cas de septicémies toujours très graves.

Y. pseudotuberculosis est l'agent de formes localisées comme l'adénite mésentérique, ou d'érythème noueux chez les jeunes et rarement de septicémies. La contamination est directe à partir d'animaux malades ou indirecte par absorption d'aliments crus contaminés. Les animaux sont très sensibles à ces bactéries mais il n'est pas rare de rencontrer des porteurs sains chez les souris et les rats qui constituent un des grands réservoirs. La maladie se déclare habituellement en période froide et humide. Le mode de contamination est habituellement digestif.

Portage

Les animaux représentent le réservoir naturel de *Y. enterocolitica* mais dans de nombreux cas, les souches ne sont pas pathogènes pour l'homme. Certaines souches peuvent provoquer des infections chez le lièvre et la chèvre ou le chinchilla mais exceptionnellement chez l'homme. Le seul animal connu pour héberger des souches pathogènes pour l'homme est le porc (Simonet et Catteau, 1997). En Suisse, l'examen de frottis d'amygdales de porcs a révélé la présence de *Y. enterocolitica* dans la grande majorité d'entre eux (Kleinlein, 1987). Le portage est asymptomatique et souvent de longue durée. Les bovins, les moutons, les chiens ainsi que d'autres animaux domestiques sont occasionnellement porteurs de souches pathogènes pour l'homme. Les micro-mammifères (et les oiseaux) semblent constituer un réservoir important en France (Alonso et al., 1979), de même qu'au Japon (Kaneko et Hashimoto, 1981), où une isolation a également été possible chez des renards.

Modes de transmission

Les cas d'infections humaines à *Y. enterocolitica* sont le plus souvent sporadiques. Plusieurs épidémies dues à la consommation de lait chocolaté, en poudre, pasteurisé, de tofu, de germes de soja et de viande de porc ont cependant été rapportées (Andersen et al., 1991; Simonet et Catteau, 1997). Dans une des épidémies provoquées par l'ingestion de soja, la source de contamination s'est révélée être l'eau utilisée pour laver celui-ci. Aucun caractère saisonnier ne semble évident pour les infections à *Yersinia* en Suisse. Une légère tendance à la hausse semble visible en été, malgré une incidence hivernale plus importante décrite dans la littérature (OFSP, 1994).

Y. enterocolitica est capable de croître entre 4 et 6°C et peut donc proliférer dans de nombreuses denrées alimentaires habituellement réfrigérées. Les pourcentages d'échantillons positifs pour *Y. enterocolitica* sont de 10 à 50% pour le lait cru, 0 à 10% pour les fromages, 10 à 60% pour les crudités, 0 à 50% pour les volailles, 25 à 80% pour les abats de porc et 0 à 50% pour les produits de charcuterie. La plupart des isolats obtenus à partir de produits laitiers, crudités ou de volailles appartiennent, sauf exception, à des biotypes ou sérotypes non pathogènes pour l'homme (Simonet et Catteau, 1997). Plusieurs cas de yersiniose dus à des contaminations par de l'eau ont été décrits dans la littérature (Schiemann, 1990).

Croissance et survie

Y. enterocolitica montre un grand pouvoir d'adaptation dans l'environnement aquatique, avec des exigences en nutriments faibles (Highsmith et al., 1977), une tolérance marquée pour les faibles températures et la capacité de survivre dans l'eau durant de longues périodes (Schillinger et McFeters, 1978). La température minimale de croissance observée pour *Y. enterocolitica* est de -2°C (Stern et Pierson, 1979). Sa capacité d'adaptation lui permettant de croître à différentes températures est liée à une modification de la composition des acides gras (Goverde et al., 1994).

Un essai de survie de *Y. enterocolitica* dans de l'eau de rivière brute en laboratoire a montré la disparition des bactéries entre 3 (faible concentration de départ) et 6 jours (forte concentration de départ) à une température de 30°C et une diminution forte mais pas encore l'élimination totale à 16°C après 7 jours. Les populations bactériennes décroissent rapidement après 24 heures alors que le nombre de protozoaires augmente. L'utilisation d'inhibiteurs de croissance a confirmé l'importance du phénomène de prédation pour expliquer une partie de la diminution du nombre de *Y. enterocolitica*. Dans de l'eau de source, une première expérience a montré un déclin régulier de la densité de germes, mais avec une présence détectable après 10 jours, alors que la seconde a montré une population constante tout au long du test (10 jours) (Chao et al., 1988). Un essai similaire a été effectué à la température de 4°C dans de l'eau de source stérile. *Y. enterocolitica* a montré une croissance de deux à trois ordres de grandeur durant les 3 premières semaines. Après 64 semaines, le nombre de cellules viables était du même ordre de grandeur que celui d'inoculation (Karapinar et Gönül, 1991). Lors d'une expérience similaire avec des cultures mixtes de *E. coli* et *Y. enterocolitica*, cette dernière a également montré sa capacité de croître, mais de manière moins importante. Dans de l'eau distillée maintenue à 4°C, *Y. enterocolitica* est capable de survivre plus de 18 mois (Highsmith et al., 1977). *Y. enterocolitica* exposée à un courant d'eau oligotrophe à une température comprise entre 5 et 8.5°C montre une capacité de survie durable alors que les *E. coli* disparaissent progressivement (Schillinger et McFeters, 1978). Une autre expérience de ce type a montré l'inactivation (99.9%) de *Y. enterocolitica* en 17-18 jours à 24°C

et 14-15 jours à 10°C dans une eau de lac oligotrophe (Lund, 1996). Dans la même eau autoclavée, la durée nécessaire à l'inactivation est relativement plus longue avec 95 jours.

La présence des yersinias dans l'environnement semble très variable. Lors d'une campagne dans le Colorado, *Y. enterocolitica* a été isolée dans 47% des rivières et 1% des puits investigués (Saari et Jansen, 1979). En Californie, 29% des échantillons de surface (rivières et lacs) ont permis l'isolation de *Y. enterocolitica* (Harvey et al., 1976). En Scandinavie, plusieurs campagnes de prélèvement ont permis des isolations de *Y. enterocolitica* dans 4 à 54% des échantillons (Brennhovd et al., 1992; Kapperud et Jonsson, 1978; Korhonen et al., 1996; Langeland, 1983; Lassen, 1972), parfois en absence d'indicateurs de contamination (Korhonen et al., 1996). En Allemagne, 5% des échantillons prélevés dans les réseaux d'alimentation ont permis l'isolation de *Y. enterocolitica* (Schindler, 1984). La plupart des souches testées se sont révélées non pathogènes.

Un essai de persistance de *Y. enterocolitica* dans un sol (loehm silteux) a montré une densité de germes du même ordre de grandeur que celle inoculée après 7 jours. Quand le sol est soumis à un dessèchement, les bactéries sont encore détectables après 10 jours mais ont subi une diminution de 3 ordres de grandeur (meilleure survie que *E. coli*) (Chao et al., 1988)

Peu de données existent sur la présence des autres espèces de *Yersinia* dans l'environnement. Une étude menée en Norvège a permis l'isolation de *Y. enterocolitica*, mais également de *Y. intermedia* et de *Y. kristensenii* dans 92% des eaux de surface, 45% des eaux de puits et 0% des eaux souterraines investiguées (seulement 6 échantillons) (Langeland, 1983). Une étude portant sur *Y. pseudotuberculosis* a permis de mettre en évidence sa présence dans un entrepôt de légumes et des nids de rongeurs (Litvin et al., 1990). Cette espèce semble résistante pour une grande variabilité des facteurs abiotiques comme la température (0-30°C), l'humidité (15-50%) et le pH (5-9).

Campylobacter

Campylobacter est une bactérie Gram négatif, chemoorganotrophe, de forme spiralée et incurvée (Spirillaceae). Sa mobilité est assurée par un flagelle polaire. Parmi les différentes espèces de campylobacters, *C. coli* et *C. jejuni* sont les espèces les plus couramment impliquées dans les cas de gastro-entérites chez l'homme. Bien que connues et étudiées depuis longtemps, les entérites à *Campylobacter* ne sont considérées comme économiquement significatives que depuis peu (Skirrow, 1977). D'autres espèces comme *C. cryaerophila* et *C. nitrofigilis* sont fréquentes dans les milieux naturels (Haslay et Leclerc, 1993).

Infections à *Campylobacter*

Les symptômes associés à des entérites à *Campylobacter* incluent une importante fièvre, des nausées, des crampes abdominales, et des diarrhées parfois sanglantes. Les espèces *C. jejuni* et *C. coli* prédominent et sont probablement responsables de la majorité des cas de diarrhées provoquées par des bactéries chez les enfants (0.3% des épidémies causées par les microorganismes durant les dernières décades) (Madigan et al., 1997).

C. jejuni est un commensal de l'intestin de l'homme et de l'animal. Chez l'homme, il provoque des entérites à caractère d'épidémie localisée, fréquentes en saison chaude. Il peut provoquer des avortements chez les ovins, des dysenteries chez le veau et le porc, et des entérites chez tous les animaux.

C. coli est à l'origine d'entérites dysentériques chez le veau et le porc, d'hépatites chez les volailles, et peut causer des entérites fébriles chez l'homme.

C. fetus fetus provoque parfois des entérites mais également diverses infections chez des patients affaiblis par d'autres maladies. Les représentations les plus communes sont septicémie et fièvre (Butzler et al., 1985). Son origine et son mode de dissémination sont peu connus. Il provoque également des avortements chez le bétail et les moutons (Park et al., 1991).

C. fetus var. *venerealis* parasite l'appareil génital des bovidés et est responsable d'épizooties à transmission génitale, causes de stérilité et d'avortements. Il pourrait également être responsable de septicémie chez l'homme.

Portage

L'habitat naturel de la plupart des campylobacters est l'intestin des animaux à sang chaud et des oiseaux. Dans la plupart des cas, *Campylobacter* ne cause pas de désagréments à son porteur. Cet apparent commensalisme, important pour la volaille, pourrait être le résultat d'une réponse immunitaire de l'hôte ayant déjà été confronté à une entérite à *Campylobacter* auparavant.

Des campylobacters ont été isolés dans des intestins ou fèces de bovins, chevaux, porcs, rats, rongeurs, chats et

chiens. Ils sont également fréquents chez les mouettes et autres oiseaux sauvages (Blaser et al., 1980b; Park et al., 1991; Stern, 1992). Aucune source alimentaire animale ne peut être exclue comme véhicule potentiel de l'infection humaine (Stern, 1992; Stern et al., 1994) et le portage peut être de très longue durée. Ainsi, une génisse artificiellement infectée avec *C. fetus venerealis* a été porteuse du germe durant plus d'une année (Cipolla et al., 1994). Une étude menée au Canada n'a pas permis de détecter une différence dans les proportions de porteurs de *C. jejuni* entre les animaux diarrhéiques et sains (Prescott et Bruin-Mosch, 1981). Les proportions de portage varient en fonction des espèces considérées et de la provenance de ceux-ci. Les proportions de porteurs obtenues lors de l'analyse des fèces pour les bovins sains et diarrhéiques sont de respectivement 2.5% (5/202) et 1.5% (3/200). Un certain nombre d'isolations ont été possibles chez des porteurs sains dont des canards (88%), des poulets (24%), des moutons (14%), des lapins (11%), des chèvres (3%), des bovins (2%) et des chiens (<1%). Ils n'ont pas été isolés dans des fèces de cheval et de vison.

Modes de transmission

Les principales causes d'infections à *Campylobacter* sont la consommation de lait et de volaille crus ou insuffisamment cuits. Cependant, de nombreuses épidémies touchant un grand nombre de personnes ont été associées à la consommation d'eau non chlorée et contaminée (Mentzing, 1981; Rautelin et al., 1990; Rogol et al., 1983; Sacks et al., 1986; Tauxe et al., 1982; Taylor et al., 1982; Taylor et al., 1983; Vogt et al., 1982). Des cas d'infection résultant du contact avec des chiens et des chats ont également été signalés. Les viandes de boeuf et de porc pourraient également parfois être incriminées lors d'entérites à *Campylobacter* (Stern, 1992).

En suisse, *Campylobacter* est un des germes les plus importants, après *Salmonella*, parmi les responsables d'entérites d'origine bactérienne (OFSP, 1995a). Les infections associées à *Campylobacter* montrent une répartition saisonnière des cas avec un maximum observé en été (température, voyages et grillades) (OFSP, 1991a). Par classe d'âges, la distribution est bimodale et présente des maxima chez les enfants (déclarations plus fréquentes) et les jeunes adultes (voyages?)

Croissance et survie

Les campylobacters les plus communément associés à des diarrhées, comme *C. coli* et *C. jejuni* sont incapables de croître à moins de 30°C et appartiennent au groupe thermophile. Les campylobacters isolés de l'environnement pouvant provoquer des entérites chez l'homme sont donc le résultat de contaminations directes. Les eaux usées urbaines peuvent contenir tous les sérotypes communément impliqués dans les entérites humaines (Fricker et Park, 1989). *C. coli*, par contre, est mésophile et croît à 25°C mais non à 43°C. Les campylobacters croissent principalement en microaérobiose et sont très exigeants quant au potentiel redox du milieu de croissance, bien qu'ils puissent également adapter leur métabolisme en aérobiose (Jones et al., 1993). L'explication invoquée la plus commune de l'effet toxique de l'oxygène sur les campylobacters est leur sensibilité à certains radicaux comme les superoxydes (Park et al., 1991).

Une étude comparative de la survie de *Campylobacter jejuni* dans du lait et de l'eau de boisson a montré qu'elle était de respectivement 15 et 6 jours à 5°C, et de 7 et 4 à 22°C. *C. jejuni* était encore détectable après quelques semaines dans de l'eau gelée conservée à -20°C (Wundt, 1985). *C. jejuni* est capable de vivre 1 à 4 semaines dans de l'eau à 4°C, mais seulement 4 jours à 25°C (Blaser et al., 1980a). Les résultats d'une autre étude montrent une capacité de survie beaucoup plus réduite avec 3 jours dans une eau à 4°C et 2 jours dans une eau à 10°C (Lund, 1996). Dans de l'eau de boisson maintenue entre 8 et 10°C, *C. jejuni* a complètement disparu après 5 jours, alors qu'il aura fallu 2 jours pour le voir disparaître de l'eau de rivière (10-12°C) et 0.5 jours dans des eaux usées (14-15°C) (Pickert et Botzenhart, 1985). Une étude similaire a montré que le laps de temps nécessaire pour une réduction de 90% des bactéries est de 1-8 jours à 20° et 2-14 jours à 4°C dans une eau de boisson et de 1-4 jours à 20°C et 2-11 jours à 4°C dans de l'eau de rivière (Pokorny, 1989). La même étude a montré qu'une augmentation de la quantité de carbone organique dissous diminuait la survie de *C. jejuni* de moitié.

Une étude récente a également comparé l'importance relative de différents facteurs dont la température, les teneurs en oxygène ainsi que la présence d'autres microorganismes (Buswell et al., 1998). Les températures testées étaient de 4, 10, 22 et 37°C et ont permis la survie de campylobacters durant respectivement 202, 176, 43 et 22 heures (moyennes entre diverses expériences). L'influence des teneurs en oxygènes varie énormément en fonction de la souche étudiée mais les durées de survie étaient notablement plus importantes en présence de microflore aquatique autochtone que dans un microcosme stérile.

C. jejuni a une meilleure survie que *C. coli* dans de l'eau lacustre (en laboratoire). Tous deux survivent plus longtemps sous la forme cultivable dans de l'eau de lac à 4°C (>11 jours) qu'à 20°C (<4 jours), et filtrée plutôt que brute (Korhonen et Martikainen, 1991a). Les différences de survie pourraient expliquer les plus grands pourcenta-

ges d'isolation de *C. jejuni* par rapport à *C. coli* (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987; Korhonen et Martikainen, 1991a; Martikainen et al., 1990; Rosef et al., 1987). D'autre part, la meilleure capacité de survie de ces germes dans de l'eau filtrée montre leur sensibilité à la prédation ou lors de la compétition pour les nutriments¹ (Korhonen et Martikainen, 1991b). *C. jejuni* peut notamment vivre plus de 4 mois dans de l'eau de rivière stérilisée et filtrée (Rollins et Colwell, 1986).

Dans une étude réalisée Grande-Bretagne, 96.6% des échantillons de lisier et 30.4% des échantillons d'eaux de rivière se sont révélés positifs, pour un nombre d'analyses de respectivement 436 et 345. Les sérotypages des souches isolées de l'environnement ont montré une grande variabilité et ne sont pas dissemblables de ceux rencontrés lors de gastro-entérites chez l'homme (Fricker et Park, 1989). Des campylobacters ont été isolés dans 82.1% des échantillons prélevés dans une rivière allemande et la majorité de ceux-ci contenaient moins de 10 unités par 100 ml. En général, les souches testées ont survécu durant quelques heures dans de l'eau à 37°C, durant quelques heures à quelques jours à 20°C et plusieurs semaines à basse température. La durée de survie des campylobacters dans des boues de station d'épuration était de quelques heures à 10 jours. Une corrélation étroite a été mise en évidence entre le nombre de campylobacters et celui de coliformes totaux (Stelzer et al., 1989), alors qu'elle n'a pu être mise en évidence sur plusieurs sites américains (Carter et al., 1987). 5 des 14 sites examinés ont permis l'isolation de campylobacters parmi lesquels des mares, des lacs et des petites rivières de montagne durant toute l'année, mais avec une prépondérance au printemps et en été (42% des échantillons prélevés). Aucune corrélation entre la présence de campylobacters et différents paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité) n'a pu être démontrée. 43% des échantillons prélevés dans un système hydrologique de Grande-Bretagne ont permis la détection de campylobacters. Sur les 134 échantillons positifs, 48% contenaient entre 10 et 230 campylobacters/100 ml (Bolton et al., 1987). Un mare échantillonnée en Finlande a permis d'isoler *C. jejuni* dans 11 des 12 échantillons prélevés. La température de la mare était de 18°C quand *C. jejuni* n'a pu être isolé (Hanninen et al., 1998). Il semblerait que cette mare (utilisée pour abreuver le bétail) soit responsable du portage de *C. jejuni* par les vaches.

Le contenu en campylobacters dans les eaux de surface est fortement dépendant des précipitations, de la température de l'eau et de la présence d'oiseaux aquatiques (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987; Stelzer et Jacob, 1991; Stelzer et al., 1989), ainsi que des apports en eaux contaminées comme les effluents non traités de stations d'épuration en cas de crue et les eaux de ruissellement des terrains agricoles (Bolton et al., 1987). Les campylobacters peuvent être présents dans les eaux de surface durant toute l'année, mais sont en général plus fréquents en automne et en hiver (Bolton et al., 1987; Carter et al., 1987).

Les campylobacters développent des formes de survie de type coccoïdal dans des milieux adverses (Boucher et al., 1994; Jacob et al., 1993; Moran et Upton, 1987a; Moran et Upton, 1987b). Ces cellules ne peuvent plus être cultivées sur des milieux traditionnels. De nombreux facteurs peuvent conduire à cette transformation chez *C. jejuni* parmi lesquels la limitation des nutriments, l'aération du milieu, etc... (Boucher et al., 1994). La lumière, ainsi que la présence de peroxyde d'hydrogène peuvent jouer un rôle dans la formation de ces cellules (Moran et Upton, 1987a). La transformation de *C. coli* est également fonction de la température et apparaît pour un même milieu de culture dans les 48 heures à 37°C et en deux semaines à la température de 4°C (Jacob et al., 1993). Dans de l'eau de lac stérilisée, *C. jejuni* devient non cultivable après un entreposage de 18 à 28 jours à 4°C en fonction de la souche utilisée (Jones et al., 1991). Des campylobacters, non cultivables après 6 semaines passées dans de l'eau, ont été administrés à des souriceaux. Deux des quatre souches utilisées ont colonisé les souriceaux. Un essai similaire a été effectué avec des rats et 7 des 16 souches ont été fructueuses (Saha et al., 1991). Des essais d'introduction de formes coccoïdales de *C. jejuni* dans des simulateurs d'environnement gastrique, iléal et du côlon n'ont pas permis de recouvrer des formes cultivables. L'administration orale à des volontaires ainsi qu'à des animaux de laboratoire n'a pas engendré les symptômes habituels de campylobactériose et la présence de *C. jejuni* dans les fèces n'a pu être démontrée (Beumer et al., 1992). Il semblerait donc que certaines souches de cellules coccoïdales ont l'habileté à retrouver leurs facultés dans le milieu entérique. Il semble également qu'il existe de grandes différences de comportement entre les différentes souches.

FACTEURS INFLUENÇANT LE TRANSPORT DES BACTÉRIES DANS LES EAUX ET L'ENVIRONNEMENT

Les germes non adaptés aux conditions environnementales souffrent des conditions rencontrées dans les eaux souterraines, principalement en raison du manque de nutriments. L'élimination de ces microorganismes n'est cependant pas uniquement le résultat de leur inactivation. Divers autres processus jouent un rôle considérable dans leur

1. Korhonen a également montré dans cette étude que *E. coli* survit en général mieux que *C. jejuni* dans le milieu aquatique

disparition comme l'adsorption et la dispersion. Les phénomènes de filtration peuvent également se montrer importants dans les aquifères où des particules suffisamment fines le permettent (Althaus et al., 1982; Matthes et Pekdeger, 1981; Pekdeger et Matthes, 1982; Pekdeger et al., 1988). Si l'inactivation dans les milieux poreux est comparable à celle des milieux fissurés ou karstiques, les autres facteurs ne peuvent y être abordés de manière identique en raison des critères morphologiques très différents de ces milieux.

Persistence

Les bactéries allochtones peuvent survivre durant quelques jours dans des conditions oligotrophes sans décroissance substantielle. Elles présentent même parfois une légère croissance durant les premiers jours. Après cette période, leur élimination peut être approximée par une fonction logarithmique (Matthes et Pekdeger, 1981; Pekdeger et Matthes, 1982). Une étude comparative très complète de la survie des germes en milieu aqueux montre une meilleure survie de *Y. enterocolitica* par rapport à *E. coli*. (tableau 11.4) (Filip et al., 1985), concordant avec diverses autres expérimentations (Karapinar et Gönül, 1991; McFeters et Stuart, 1972; Terzieva et McFeters, 1991). Un essai comparatif de survie de différentes souches emprisonnées dans des membranes a été effectué dans un puits artificiel continuellement additionné d'eau fraîche. Il a permis de mettre en évidence une meilleure survie des entérocoques par rapport aux coliformes et aux streptocoques (tableau 11.3)(McFeters et al., 1974).

Bactéries	Demi-vie [h]	Nbre de souches analysées
Bactéries indicatrices		
Coliformes	17.0	29
Enterocoques	22.0	20
Coliformes from raw sewage	17.5	
Streptocoques idem	19.5	
<i>Streptococcus equinus</i>	10.0	1
<i>S. bovis</i>	4.3	1
Bactéries pathogènes		
<i>Shigella dysenteriae</i>	22.4	1
<i>S. sonnei</i>	24.5	1
<i>S. flexneri</i>	26.8	1
<i>Salmonella enteritidis</i> ser. paratyphi A	16.01	1
<i>S. enteritidis</i> ser. paratyphi D	9.21	1
<i>S. enteritidis</i> ser. typhimurium	6.0	1
<i>S. typhi</i>	6.0	2
<i>Vibrio cholerae</i>	7.2	3
<i>S. enteritidis</i> ser. paratyphi B	2.4	1

Tableau 11.3: Demi-vie de différentes bactéries indicatrices et pathogènes (détermination graphique)(McFeters et al., 1974)

Bactéries	Temps (t-t ₀) [j]	Temps initial t ₀ [j]	Constante d'élimination λt [j ⁻¹]	Elimination relative par rapport à <i>E. coli</i> λt/λt _{E. coli}
<i>Escherichia coli</i>	310	0	0.0522	1.0
<i>Salmonella typhimurium</i>	290	10	0.0564	1.1
<i>Yersinia enterocolitica</i>	970	0	0.0167	0.3
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	790	5	0.0204	0.4
<i>Staphylococcus aureus</i>	33	0	0.484	9.3
<i>Streptococcus faecalis</i>	550	0	0.0291	0.6
<i>Bacillus cereus</i>	300	0	0.0218	0.4
<i>Bacillus megatherium</i>	6	0	2.61	50.0
<i>Clostridium perfringens</i>	300	0	0.00491	0.09
<i>Nocardia alba</i>	1060	1	0.0152	0.3

Tableau 11.4: Elimination relative de différents germes dans les eaux souterraines (19°C) par rapport à *E. coli*, pour une diminution de 7 unités log (Filip et al., 1985).

Adsorption/désorption

Les microorganismes circulant dans les eaux souterraines subissent des phénomènes d'adsorption réversibles (Merkli, 1975; van Loosdrecht et al., 1989), comparables au modèle des isothermes de Freundlich. L'équilibre d'adsorption est atteint relativement rapidement, entre 2 et 24 heures, et en moyenne après 10 heures (Merkli, 1975). Le nombre de bactéries adsorbées est de 40 à 60 pour un grain de quartz de 0.5 mm de diamètre. L'adsorption est généralement plus forte pour les bactéries en agrégats (Streptocoques, *Serriata*) que pour les bactéries solitaires (*E. coli*, *Salmonella*). Le potentiel de surface joue un rôle important. Les sables chargés négativement à pH 8 (quartz, feldspath potassique) ne montrent une adsorption qu'en présence de cations dans les eaux souterraines (principalement Ca^{2+}). Les sables chargés positivement (marbre, serpentine) montrent une bonne adsorption, même en l'absence de cations étrangers. Les phénomènes d'adsorption sur les grains de feldspath disparaissent après un traitement acide ayant éliminé les cations. Dans un aquifère normal, cependant, les phénomènes d'adsorptions sont plus importants en milieu légèrement acide et deviennent généralement irréversibles (Riemer, 1983).

Les différents essais de traçages effectués avec des bactéries montrent que ces phénomènes d'adsorption mis en évidence en laboratoire sont également observables sur le terrain (Alexander et Seiler, 1982; Marti et al., 1979; Oetzel et al., 1991). Comme les phénomènes d'adsorption sont fonction de la charge ionique, le retard sera accentué dans les aquifères silteux (Matthess et Pekdeger, 1981). La désorption est accentuée quand la charge en cations diminue, par exemple par fortes pluies. Les bactéries s'attachent de manière active et une fois adsorbées, sont relativement mieux protégées et trouvent également de plus grandes concentrations en nutriments. Leur survie est donc meilleure.

L'étude des phénomènes de dispersion des microorganismes dans les eaux souterraines est complexe et peu de données existent. On aborde généralement la dispersion des microorganismes de la même manière que celle des contaminants chimiques. Le coefficient hydrodynamique de dispersion est donc fonction de la vitesse de circulation des eaux et d'un coefficient de dispersivité, fonction de l'hétérogénéité de l'aquifère (Matthess et Pekdeger, 1981). Ce dernier est également fonction de l'échelle choisie et généralement un dixaine de fois plus important pour les aquifères karstiques que pour les aquifères à porosité d'interstice. En utilisant ce type de modèle, on peut notamment remarquer une diminution de la concentration en contaminants, induite par un facteur de dilution important. La dispersion latérale de *E. coli* est plus large que celle des traceurs conservatifs comme Bromine-82 et fluorescéine, probablement en raison de la mobilité active des bactéries (Matthess et Pekdeger, 1985).

Filtration

Les processus de filtration sont contrôlés en majeure partie par la taille des bactéries en fonction de la géométrie des pores et les vitesses de flux. Cependant, la filtration mécanique ne devrait pas être efficace en raison de la taille des bactéries (0.2-5 μm) comparée au diamètre des pores (Matthess et Pekdeger, 1985). Si des phénomènes de filtration ont pu être mis en évidence par différents essais (Alexander et Seiler, 1982; Havemeister et al., 1985), leur importance semble être fonction de la concentration de départ et de la répartition granulométrique. Les phénomènes de filtration semblent plus prononcés dans la zone non saturée (Seiler, 1988).

Les mécanismes de filtration dans les milieux poreux pourraient être décrits par une fonction exponentielle dans laquelle la constante de filtration dépend de la distance de transport (Iwasaki, 1937). Cependant, pour une taille de grains inférieure à 0.6 mm, la fonction logarithmique ne fonctionne plus et une formulation mathématique n'est plus possible (Peters et al., 1988).

Transport des bactéries

Milieux poreux

Le comportement des bactéries lors des essais de traçage est légèrement différent de celui des traceurs conservatifs habituellement utilisés. Si le maximum observé sur la courbe de restitution est généralement synchrone, l'allure de celle-ci est très différente et généralement plus effilée pour les bactéries. Les vitesses moyennes intégrées pour les traceurs conservatifs sont donc généralement plus faibles.

Un essai de traçage comparatif entre *E. coli* et Bromine-82 a été tenté dans un aquifère à porosité d'interstice avec plusieurs concentrations de *E. coli* (Alexander et Seiler, 1982). Avec des quantités totales supérieures à 10^8 bactéries lors de l'injection, les concentrations maximales des deux traceurs sont simultanées, alors qu'avec une quantité inférieure à 10^8 bactéries, Br-82 arrive plus rapidement, probablement en raison des différents seuils de détection. Cependant, l'injection de grandes quantités de bactéries semble augmenter les phénomènes de filtration (Alexander et Seiler, 1982; Riemer, 1983). L'effet se renforce en cas de contamination continue.

Un essai comparatif a également été tenté dans des alluvions montrant une bonne porosité (Marti et al., 1979). Plusieurs microorganismes ont été injectés, ainsi que de la fluorescéine. Il s'agit de *Streptococcus faecalis*, *Bacillus pumilus*, un poliovirus apathogène, *Bacillus subtilis*, *Serratia marcescens*. *Bacillus pumilus* et le poliovirus n'ont pas été retrouvés. Les streptocoques et *Serratia* ont parcouru la distance de 90 m avec une vitesse analogue (220/240 m/j). *Bacillus subtilis*, par contre, a été nettement plus rapide puisqu'il a parcouru la même distance à la vitesse de 150 m/j.

Un essai de traçage comparatif a été effectué avec *E. coli* et de la pyranine sur une distance de 11.5 m dans un aquifère fluvioglacière. La courbe de restitution de *E. coli* a une apparence beaucoup effilée, ce qui a été interprété par un processus de filtration où le transport de *E. coli* est limité aux pores les plus grands (Havemeister et al., 1985).

Aquifères karstiques et fissurés

Des infiltrations rapides des bactéries sont possibles dans les aquifères karstiques par des flux canalisés. Dans de tels canaux conductifs, la réduction de la concentration de bactéries fécales est fortement liée aux phénomènes de dilution (Malard et al., 1994). Cependant, dans les parties les moins perméables, les colmatations des petites fissures de la zone non-saturée peuvent réduire les vitesses de percolation et contribuer ainsi à l'élimination des contaminants. De fortes pluies peuvent néanmoins remobiliser les bactéries fécales. Des observations similaires ont été faites dans un aquifère gneissique finement fissuré.

Des échantillonnages très rapprochés dans le temps ont été effectués lors d'une crue dans la source de l'Areuse (aquifère karstique) (Moeschler et al., 1982). Le maximum de concentrations en coliformes et entérocoques a été observé environ un jour après le maximum des débits, pendant la décrue.

Un essai tenté dans des aquifères granitiques et métamorphiques a confirmé l'importance de la nature anisotropique du substratum pour déterminer la direction et les vitesses de transport des eaux contaminées (Allen et Morrison, 1973). Les bactéries injectées, du genre *Bacillus starothermophilis*, ont parcouru une distance de 29 mètres en 24-30 heures. Leur présence dans un puits a encore pu être détectée plus de 5 jours après l'injection. Dans la zone non-saturée, les effluents contaminés ont percolé le long de fractures montrant une capacité de filtration inefficace avant d'entrer dans l'aquifère.

Dynamique de l'élimination des bactéries dans l'environnement

Les excréments, humains et animaux, contiennent de grandes quantités de microorganismes, parfois également des germes pathogènes pour l'homme et les animaux. L'épandage de ces résidus et le pacage du bétail constituent donc un risque de contamination pour les eaux de surface et souterraines non négligeable.

Pacage du bétail

Une relation directe a pu être montrée entre la charge bactériologique d'une rivière et son passage à travers des parcelles utilisées pour le pacage du bétail (augmentation de la valeur médiane de coliformes fécaux de 0 à 799 UPC/100 ml) (Tranter et al., 1996). Les résultats semblent montrer l'existence d'un stock semi-permanent de bactéries dans les sols du bassin d'alimentation. Des arrivées massives de bactéries ont été observées par fortes pluies. Les quantités de bactéries trouvées à différents endroits ne semblent pas être corrélées avec l'intensité d'exploitation. Les plus grandes quantités de germes ont été mises en évidence dès la mi-avril et durant toute la période estivale.

Le pacage du bétail peut avoir une grande influence sur la qualité microbiologique des eaux souterraines d'aquifères karstiques (Pasquarell et Boyer, 1995). Les concentrations en coliformes dans les eaux augmentent durant la période estivale, en présence du bétail pour diminuer en automne. Cependant, des hausses sont également visibles à la fin de l'hiver, avant que le bétail ne regagne les pâturages. Un stock significatif de bactéries a vraisemblablement pu être constitué, dont le transport vers l'aquifère peut être réalisé quand les conditions hydrogéologiques le permettent. La présence de ces grandes quantités de bactéries semble avoir plus d'effet que la présence ou l'absence du bétail. Des contaminations en relation avec la présence du bétail ont également pu être observées pour d'autres aquifères karstiques (Howell et al., 1995).

Épandages de lisier

Des suivis d'épandages ont été effectués sur différents types de végétation (Bouedo, 1990). Les plus fortes concentrations de coliformes et de streptocoques ont été rencontrées sur les sols nus. Ces germes ne semblent pénétrer que très peu dans les sols. Le danger de contamination par *E. coli* demeure cependant encore important après 38 jours. La persistance est nettement moins élevée en présence de végétation.

Un essai d'épandage sur une colonne de 1 mètre de sol a montré que les quantités épandues (168 et 336 kg N/ha) n'ont pas d'influence sur les quantités de bactéries lessivées (Shrestha et al., 1997), contrairement à la capacité de rétention du sol et le gradient appliqué. Le nombre moyen de coliformes fécaux et totaux transportés est compris entre $2.5 \cdot 10^{11}$ et $2.1 \cdot 10^{13}$ UPC/ha et $3.4 \cdot 10^{11}$ et $1.0 \cdot 10^{14}$ respectivement.

Divers essais d'épandage ont été effectués sur des fosses avec pour végétation de l'herbe ou du silo (Rüprich, 1994). Ces essais ont tout d'abord été effectués selon les pratiques habituelles (quantité et dates), mais avec des purins contenant des concentrations plus importantes de germes. Des augmentations des concentrations de germes ont été observées dès le premier échantillonnage (entre 7 et 12 jours après) et jusqu'à une profondeur de 118 cm. Des quantités allant de 10^{10} à 10^{12} germes par m^2 de sol ont été recueillies (*E. coli* et streptocoques D). Un transfert a cependant également pu être observé avec des lisiers normaux (10^7 à 10^9 germes par m^2). Le transport relativement rapide de ces germes dans les sols s'explique par un cheminement dans les macropores, probablement liée à une activité particulièrement importante des vers de terre. Un essai tenté avec des concentrations de 10^3 à 10^4 salmonelles par m^2 n'a pas permis de les retrouver à une profondeur de 115 cm. Un sondage dans un pré amendé a permis de retrouver des *E. coli* et des streptocoques D jusqu'à une profondeur de 240 cm. La persistance de ces germes est relativement importante et *E. coli* et les streptocoques D ont encore été mis en évidence 132, respectivement 212 jours après l'épandage (novembre). Les taux de récupération des bactéries calculés pour 3 lysimètres sont de 0.0019% pour *E. coli* et 0.022% pour les streptocoques D. Le transport n'affecte donc qu'une partie des bactéries et la plupart de celles-ci persistent dans la partie supérieure des sols (0-60 cm). Après l'épandage, l'élimination des germes s'effectue en deux phases. La décroissance est très rapide dans les semaines qui suivent l'épandage, avec une diminution jusqu'à 10 à 10^2 UPC/ m^2 dans un délai de 1 à 2 semaines en général, correspondant approximativement au seuil de détection. A partir de ce moment, les bactéries semblent persister très longtemps. Ainsi, 207 jours après un épandage, des coliformes fécaux, des streptocoques ainsi que des salmonelles ont été trouvés dans la partie arable d'un champ (chaume). Des augmentations de streptocoques D d'origine probablement non fécale ont été observées au printemps (fin mars) dans trois sites, sans qu'aucun épandage n'ait été effectué auparavant.

Epandages de boues de STEP

Des boues deshydratées digérées en anaérobiose ont été appliquées dans une clairière, sur un substratum composé de sédiments glaciaires graveleux (Edmonds, 1976). L'essai a été effectué en été puis reconduit en hiver. En été, le contenu en coliformes fécaux des boues a chuté de $1.08 \cdot 10^5$ à 358/g et 0/g en respectivement 204 jours et 267 jours. La décroissance paraît plus rapide quand l'application est effectuée en hiver (janvier), avec une décroissance de $1.2 \cdot 10^5$ à 20/g en 162 jours. Une faible croissance a été observée en été et en automne, mais correspond aux quantités normales trouvées dans les sols forestiers. Les bactéries totales et fécales ont migré dans les sols. Ceux-ci semblent cependant constituer un filtre efficace car peu de bactéries ont été trouvées à une profondeur plus grande que 5 cm. Les germes n'ont que rarement été retrouvés dans les eaux et la plupart du temps à des concentrations plus faibles que 5 UPC/100 ml.

Annexe II: Méthodes analytiques pour la détection des germes pathogènes

SALMONELLES

Différents volumes d'eau sont filtrés sur une membrane stérile. Les filtres sont ensuite déposés dans un bouillon à base de Tetrathionate (Merck 1-05285) et incubé 24-48 heures à 37°C. Les bactéries sont ensuite repiquées sur des milieux sélectifs et indicateurs qui sont le vert brillant (Oxoid CM 263) et DCLS (Oxoid CM 393, Desoxycholate-citrate-lactose-sucrose). Les colonies suspectes sont isolées et repiquées sur plaques McConkey n°3 (Oxoid CM 115). Les colonies lactoses négatives sont ensuite testées pour la présence d'uréase et les négatives sont identifiées avec une galerie biochimique maison (IMUL).

YERSINIA

Différents volumes d'eau sont filtrés sur une membrane stérile. Les filtres sont ensuite déposés dans un bouillon d'enrichissement (Merck 15209) additionné de chlorure de magnésium. Le milieu sélectif et indicateur est CIN (Oxoid CM 653) additionné du supplément sélectif *Yersinia* (Oxoid SR 109 E). Les colonies suspectes sont isolées sur McConkey n°3 (Oxoid CM 115) et les lactose négatives sont testées pour la présence d'uréase. Les positives sont ensuite identifiées avec une galerie commerciale ATB (bioMérieux rapid ID 32 E).

CAMPYLOBACTER

Différents volumes d'eau sont filtrés sur une membrane stérile. L'enrichissement est effectué 48 heures à 37°C en microaérobiose dans un bouillon d'enrichissement n°2 (Oxoid CM 67) additionné de sang de cheval lysé, du supplément selon Preston (Oxoid SR 117 E) et du supplément de croissance pour *Campylobacter* (Oxoid SR 084 E). Le repiquage est effectué sur le milieu sélectif pour *Campylobacter* Brain Heart Infusion Agar (BBL 11065) additionné de sang de mouton et du supplément selon Butzler (Virion 5211). L'incubation est effectuée 24-48 heures à 37°C en microaérobiose. Les colonies suspectes sont examinées microscopiquement et les souches morphologiquement correctes sont ensuite testées pour l'hydrolyse de l'hippurate et la résistance à l'acide nalidixique.

LISTERIA

Différents volumes d'eau sont filtrés sur une membrane stérile. Les filtres sont déposés dans le milieu d'enrichissement pour *Listeria* (Oxoid UVM CM 863) additionné du supplément d'enrichissement sélectif primaire (Oxoid UVM I SR 142 E) et incubés 24 heures à 29°C. Les bactéries sont ensuite enrichies dans la même base additionnée de l'enrichissement sélectif secondaire (Oxoid UVM II SR 143 E) avec un incubation de 24 heures à 29°C. Les souches suspectes sont repiquées sur des plaques sélectives pour *Listeria* (Oxoid CM 856) additionnées du supplément sélectif pour *Listeria* (Oxoid Oxford SR 140 E) et testées pour la présence de catalase. Les souches catalase positives sont testées pour la mobilité à température ambiante sur le milieu Bacto Tryptose (Difco 0062-17-6) additionné d'agar (BBL 11849), de phénol rouge (Merck 7241) dilués dans de l'eau distillée. Elles sont testées pour la fermentation du D-xylose, du L-rhamnose et du méthyl- α -D-mannopyranoside à 37°C pendant 7 jours. Les souches suspectes sont également testées pour la présence d'hémolyse sur agar au sang de mouton (Columbia Blood Agar Base n°2 - Difco 0793-17-2), complété par un test de CAMP avec staphylocoque doré.

Annexe III: Concentrations de différents éléments dans les filtrats de purins provenant de deux exploitations contrastées avec bovins uniquement (ESS) et avec bovins et porcs (GPB).

Lieu			ESS		GPB	
Description			Purin de bovins		Purin de bovins et de porcs	
			Sans fromagerie		Avec fromagerie	
			Concentration dans les filtrats	% pondéral	Concentration dans les filtrats	% pondéral
Lithium	Li	[$\mu\text{g/l}$]	14.08	0.00	14.34	0.00
Bore	B	[$\mu\text{g/l}$]	177.24	0.02	690.04	0.02
Aluminium	Al	[$\mu\text{g/l}$]	179.32	0.02	173.44	0.00
Scandium	Sc	[$\mu\text{g/l}$]	0.22	0.00	0.44	0.00
Titane	Ti	[$\mu\text{g/l}$]	1.7	0.00	10.04	0.00
Vanadium	V	[$\mu\text{g/l}$]	8.34	0.00	3.94	0.00
Chrome	Cr	[$\mu\text{g/l}$]	1.62	0.00	13.42	0.00
Fer	Fe	[$\mu\text{g/l}$]	369.8	0.04	5057.2	0.12
Manganèse	Mn	[$\mu\text{g/l}$]	232.7	0.03	2373.38	0.06
Cobalt	Co	[$\mu\text{g/l}$]	1.48	0.00	1.88	0.00
Nickel	Ni	[$\mu\text{g/l}$]	6.88	0.00	26.42	0.00
Zinc	Zn	[$\mu\text{g/l}$]	192.3	0.02	92.44	0.00
Cuivre	Cu	[$\mu\text{g/l}$]	3.02	0.00	19.34	0.00
Arsenic	As	[$\mu\text{g/l}$]	0.2	0.00	1.32	0.00
Brome	Br	[$\mu\text{g/l}$]	256.18	0.03	1560.2	0.04
Rubidium	Rb	[$\mu\text{g/l}$]	443.68	0.05	1728.1	0.04
Strontium	Sr	[$\mu\text{g/l}$]	151.84	0.02	400.48	0.01
Molybdène	Mo	[$\mu\text{g/l}$]	0.96	0.00	8.48	0.00
Cadmium	Cd	[$\mu\text{g/l}$]	0.3	0.00	0.66	0.00
Iode	I	[$\mu\text{g/l}$]	3.38	0.00	25.1	0.00
Barium	Ba	[$\mu\text{g/l}$]	49.38	0.01	50.86	0.00
Plomb	Pb	[$\mu\text{g/l}$]	2.78	0.00	1.32	0.00
Uranium	U	[$\mu\text{g/l}$]	0.06	0.00	0.12	0.00
Sodium	Na	[mg/l]	177.8	19.45	480.2	11.42
Potassium	K	[mg/l]	359.8	39.36	1698.8	40.39
Magnésium	Mg	[mg/l]	43.4	4.75	122	2.90
Calcium	Ca	[mg/l]	80.6	8.82	232.2	5.52
Chlorures	Cl	[mg/l]	94.6	10.35	890.6	21.18
Nitrates	NO ₃	[mg/l]	1.2	0.13	235.6	5.60
Sulfates	SO ₄	[mg/l]	57.8	6.32	309	7.35
Fluorure	F	[mg/l]	0	0.00	0	0.00
Silice	Si	[mg/l]	16.14	1.77	14.4	0.34
Phosphore	P	[mg/l]	80.58	8.82	210.82	5.01
Minéralisation totale		[mg/l]	914.02	100.00	4205.87	100.00

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, lac de Bret

	C. coli						C. jejuni					
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)
Pluies [mm]	37	0,7617	0,148	0,5415	24,6851	0,8311	30	0,3122	-0,275	0,2567	23,9767	0,3852
Pluies 1 j. [mm]	36	0,6529	-0,101	0,6785	24,6340	0,7559	39	0,9105	-0,048	0,8447	24,0896	0,4233
Somme pluies 3 j. [mm]	26	0,2088	0,281	0,2468	23,0889	0,2001	31	0,4191	-0,243	0,3158	23,9772	0,3854
Somme pluies 5 j. [mm]	34	0,5634	0,129	0,5944	24,3528	0,5388	37	0,7557	-0,204	0,4006	24,6563	0,7852
Somme pluies 7 j. [mm]	27	0,2481	0,293	0,2263	23,6224	0,2925	29	0,3284	-0,361	0,1365	24,0529	0,4104
Somme pluies 10 j. [mm]	20	0,0756	0,432	0,0746	19,0594	0,0172	23	0,1309	-0,501	0,0387	20,8646	0,0493
Somme pluies 13 j. [mm]	21	0,0914	0,333	0,1696	20,1718	0,0327	28	0,2863	-0,397	0,1021	22,2691	0,1167
Somme pluies 15 j. [mm]	21	0,0914	0,368	0,1287	20,0527	0,0306	24	0,1551	-0,505	0,0374	21,5225	0,0733
Somme pluies 20 j. [mm]	14	0,0209	0,446	0,0661	17,5586	0,0074	23	0,1309	-0,455	0,0606	20,7133	0,0450
Neige [cm]	40	0,9352	-0,018	0,9402	24,7300	0,9803	39	0,8072	-0,089	0,7137	24,6358	0,7582
Nbre jours neige 5 jours préc.	39	0,8705	-0,036	0,8806	24,7026	0,8672	39	0,8705	-0,073	0,7636	24,7026	0,8672
Nbre jours neige 20 jours préc.	39	0,8705	-0,036	0,8806	24,7026	0,8672	39	0,8705	-0,073	0,7636	24,7026	0,8672
Ruissellement: Qj/Qm	26	0,1937	0,277	0,2532	22,9528	0,1824	27	0,2262	-0,374	0,1227	22,3199	0,1205
Température moyenne [°C]	27	0,2478	0,188	0,4391	22,9555	0,1828	38	0,8589	-0,137	0,5721	24,6120	0,7305
Température moyenne 1 j. [°C]	26	0,2135	0,207	0,3925	22,8631	0,1718	36	0,7223	-0,152	0,5297	24,4242	0,5799
Température moyenne 3 j. [°C]	26	0,2135	0,252	0,2997	23,3009	0,2318	34	0,5940	-0,188	0,4388	24,5502	0,6710
Température moyenne 5 j. [°C]	30	0,3743	0,163	0,5008	24,0758	0,4184	38	0,8590	-0,097	0,6886	24,7305	0,9900
Température moyenne 10 j. [°C]	28	0,2863	0,159	0,5125	23,5545	0,3232	40	> 9999	-0,066	0,7847	24,7299	0,9788
Température moyenne 15 j. [°C]	27	0,2481	0,143	0,5543	23,6289	0,2939	39	0,9292	-0,031	0,8985	24,7274	0,9547
Température moyenne 20 j. [°C]	27	0,2481	0,143	0,5543	23,7736	0,3279	39	0,9292	-0,041	0,8662	24,7186	0,9126
Température moyenne 30 j. [°C]	28	0,2863	0,097	0,6890	23,6530	0,2992	38	0,8590	0,022	0,9274	24,7255	0,9430
Température moyenne 40 j. [°C]	26	0,2135	0,137	0,5727	23,4469	0,2572	40	> 9999	0,004	0,9855	24,7306	0,9944
Température moyenne 50 j. [°C]	26	0,2135	0,146	0,5482	23,2615	0,2255	40	> 9999	0,012	0,9600	24,7241	0,9357
Température moyenne 60 j. [°C]	25	0,1826	0,165	0,4951	23,0512	0,1950	39	0,9292	-0,015	0,9492	24,7120	0,8915
Température moyenne 70 j. [°C]	26	0,2135	0,137	0,5727	22,9092	0,1771	40	> 9999	-0,015	0,9492	24,6898	0,8399
Température minimale [°C]	25	0,1826	0,263	0,2790	22,3413	0,1222	33	0,5340	-0,235	0,3321	24,2328	0,4805
Température minimale 1 j. [°C]	25	0,1678	0,255	0,2927	22,3097	0,1197	35	0,6245	-0,199	0,4117	24,1701	0,4540
Température minimale 3 j. [°C]	25	0,1826	0,271	0,2632	22,7822	0,1628	33	0,5340	-0,188	0,4388	24,3683	0,5472
Température minimale 5 j. [°C]	28	0,2863	0,212	0,3825	23,7326	0,3178	35	0,6569	-0,150	0,5357	24,6634	0,7954
Température minimale 10 j. [°C]	27	0,2481	0,161	0,5066	23,5059	0,2684	40	> 9999	-0,056	0,8163	24,7123	0,8924
Température minimale 15 j. [°C]	27	0,2481	0,143	0,5543	23,3704	0,2435	39	0,9292	-0,006	0,9818	24,7243	0,9368
Température minimale 20 j. [°C]	27	0,2481	0,143	0,5543	23,3776	0,2448	39	0,9292	-0,023	0,9238	24,7277	0,9566
Température minimale 30 j. [°C]	25	0,1826	0,165	0,4951	23,3411	0,2385	39	0,9292	0,004	0,9855	24,7277	0,9571
Température minimale 40 j. [°C]	26	0,2135	0,128	0,5978	23,0832	0,1993	39	0,9292	0,030	0,9021	24,7171	0,9075
Température minimale 50 j. [°C]	26	0,2135	0,146	0,5482	22,9703	0,1846	40	> 9999	0,012	0,9600	24,7029	0,8677
Température minimale 60 j. [°C]	25	0,1826	0,165	0,4951	22,6385	0,1481	39	0,9292	-0,006	0,9818	24,6706	0,8065
Température minimale 70 j. [°C]	24	0,1551	0,203	0,4026	22,4897	0,1344	37	0,7898	-0,051	0,8341	24,6176	0,7367
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	25	0,1801	-0,379	0,1177			20	0,0670	-0,170	0,4843		
E. coli [nbre UPC/100 ml]	34	0,5901	0,152	0,5319			34	0,5901	-0,424	0,0804		
Entérocoques: [nbre UPC/100 ml]	17	0,0394	0,371	0,1257			25	0,1651	-0,008	0,9727		
Hauteur d'eau [cm]	33	0,5335	-0,254	0,2950			28	0,2858	0,137	0,5734		
Turbidité (SEVL) [UT/F]	14	0,0402	0,257	0,3043			27	0,3859	-0,225	0,3676		
Temp. eau Bret (SEVL)[°C]	25	0,3291	0,076	0,7626			33	0,7728	0,022	0,9287		
pH (SEVL)	24	0,2828	-0,092	0,7114			34	0,8098	0,040	0,8724		
pH d'équi. (SEVL)	26	0,3792	0,017	0,9460			32	0,7000	0,097	0,6966		
Consomm. acide (SEVL) [mval/l]	32	0,7697	0,100	0,6884			27	0,3865	-0,209	0,4027		
Conductivité (SEVL) [µs/cm]	28	0,4940	0,103	0,6804			35	0,9232	-0,040	0,8744		
Chlorures (SEVL) [mg/l]	25	0,3279	-0,290	0,2465			31	0,5957	0,063	0,8021		
Sulfates (SEVL) [mg/l]	24	0,2628	0,444	0,0757			13	0,0210	-0,351	0,1599		
Alcalinité (SEVL)	32	0,7697	0,100	0,6884			27	0,3865	-0,209	0,4027		
Dureté carbonatée (SEVL)	32	0,7325	0,084	0,7368			28	0,4131	-0,194	0,4373		
Dureté totale (SEVL)	32	0,7322	0,031	0,9024			36	0,9616	0,016	0,9475		
Calcium (SEVL) [mg/l]	32	0,7696	0,025	0,9211			35	0,9233	0,026	0,9161		
Magnésium (SEVL) [mg/l]	19	0,1015	-0,149	0,5513			35	0,8833	0,132	0,5981		
Sodium (SEVL) [mg/l]	26	0,3739	-0,043	0,8619			31	0,6262	0,008	0,9745		
Potassium (SEVL) [mg/l]	33	0,8423	0,088	0,7260			27	0,3773	-0,276	0,2690		
Aluminium (SEVL) [mg/l]	25	0,3237	0,129	0,6058			29	0,4958	-0,086	0,7294		
O2 (SEVL) [mg/l]	23	0,2410	-0,146	0,5592			36	0,9616	0,102	0,6830		
O2 (SEVL) [%]	20	0,1423	-0,197	0,4305			33	0,7357	0,198	0,4272		
Nitrates (SEVL) [mg/l]	35	0,9611	0,188	0,4515			22	0,1627	-0,226	0,3665		
Nitrites (SEVL) [mg/l]	26	0,3786	0,304	0,2238			24	0,2471	-0,338	0,1768		
Ammoniaque (SEVL) [mg/l]	24	0,2831	0,077	0,7586			34	0,8474	-0,071	0,7763		
Oxydabilité (SEVL) [mg/l KMnO4]	21	0,1537	0,266	0,2878			29	0,4669	-0,107	0,6693		
Carbone org. tot. (SEVL) [mg/l C]	23	0,2174	0,385	0,1235			22	0,1583	-0,295	0,2385		
Fer (SEVL) [mg/l]	17	0,0784	0,217	0,3865			32	0,6998	-0,047	0,8495		
Orthophosphates (SEVL) [mg/l]	33	0,8063	-0,171	0,4946			31	0,6287	0,062	0,8037		

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, lac de Bret

	L. monocytogenes 1/2a						L. monocytogenes 1/2b					
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)
Pluies [mm]	24	0,6290	0,117	0,6290	19,0461	0,8786	15	0,7730	-0,039	0,8730	12,5365	0,8835
Pluies 1 j. [mm]	27	0,8931	0,033	0,8931	18,7620	0,5793	11	0,3740	-0,216	0,3740	11,1649	0,2379
Somme pluies 3 j. [mm]	25	0,7475	0,078	0,7475	18,7025	0,5447	14	0,7765	-0,069	0,7765	12,2280	0,5657
Somme pluies 5 j. [mm]	14	0,1369	0,361	0,1369	16,0675	0,0832	12	0,5740	-0,136	0,5740	12,4107	0,7012
Somme pluies 7 j. [mm]	15	0,1674	0,335	0,1674	16,4113	0,1030	15	0,8883	-0,034	0,8883	12,5468	0,9160
Somme pluies 10 j. [mm]	13	0,1112	0,386	0,1112	17,0584	0,1562	15	0,8883	-0,034	0,8883	12,5498	0,9280
Somme pluies 13 j. [mm]	16	0,2025	0,309	0,2025	18,1016	0,3252	15	0,8883	0,034	0,8883	12,5364	0,8832
Somme pluies 15 j. [mm]	18	0,2882	0,258	0,2882	18,7964	0,6013	14	0,7787	-0,068	0,7787	12,5570	0,9748
Somme pluies 20 j. [mm]	21	0,4572	0,180	0,4572	19,0584	0,9164	11	0,4824	0,170	0,4824	11,9293	0,4279
Neige [cm]	24	0,3815	0,212	0,3815	18,4778	0,4418	14	0,6069	-0,125	0,6069	12,0571	0,4791
Nbre jours neige 5 jours préc.	23	0,3301	0,236	0,3301	18,2151	0,3553	14	0,6063	-0,125	0,6063	12,0571	0,4791
Nbre jours neige 20 jours préc.	23	0,3301	0,236	0,3301	18,2151	0,3553	14	0,6063	-0,125	0,6063	12,0571	0,4791
Ruissellement: Qy/Qm	16	0,1805	0,325	0,1805	16,0489	0,0822	13	0,6707	-0,103	0,6707	11,7429	0,3666
Température moyenne [°C]	24	0,6708	-0,103	0,6708	18,2794	0,3741	12	0,5740	0,136	0,5740	11,1182	0,2302
Température moyenne 1 j. [°C]	22	0,5240	-0,155	0,5240	17,8782	0,2751	12	0,5741	0,136	0,5741	11,7707	0,3749
Température moyenne 3 j. [°C]	22	0,5240	-0,155	0,5240	18,3116	0,3840	14	0,7787	0,068	0,7787	12,4413	0,7327
Température moyenne 5 j. [°C]	21	0,4572	-0,180	0,4572	18,4499	0,4312	15	0,8883	0,034	0,8883	12,5080	0,8231
Température moyenne 10 j. [°C]	23	0,5954	-0,129	0,5954	18,7409	0,5665	11	0,4824	0,170	0,4824	12,1773	0,5372
Température moyenne 15 j. [°C]	27	0,9154	-0,026	0,9154	18,9768	0,7609	12	0,5741	0,136	0,5741	12,2189	0,5604
Température moyenne 20 j. [°C]	27	0,9154	0,026	0,9154	19,0530	0,8980	12	0,5741	0,136	0,5741	12,2573	0,5835
Température moyenne 30 j. [°C]	23	0,5954	0,129	0,5954	19,0286	0,8398	13	0,6734	0,102	0,6734	12,2766	0,5958
Température moyenne 40 j. [°C]	21	0,4572	0,180	0,4572	18,9399	0,7189	14	0,7787	0,068	0,7787	12,2982	0,6103
Température moyenne 50 j. [°C]	21	0,4572	0,180	0,4572	18,8990	0,6797	12	0,5741	0,136	0,5741	12,2617	0,5863
Température moyenne 60 j. [°C]	22	0,5240	0,155	0,5240	18,8335	0,6272	12	0,5741	0,136	0,5741	12,1214	0,5088
Température moyenne 70 j. [°C]	21	0,4572	0,180	0,4572	18,6971	0,5418	12	0,5741	0,136	0,5741	12,0471	0,4748
Température minimale [°C]	24	0,6710	-0,103	0,6710	18,4327	0,4249	11	0,4824	0,170	0,4824	11,2771	0,2577
Température minimale 1 j. [°C]	24	0,6322	-0,116	0,6322	18,3993	0,4130	11	0,4817	0,171	0,4817	11,8494	0,3999
Température minimale 3 j. [°C]	23	0,5954	-0,129	0,5954	18,6789	0,5320	13	0,6734	0,102	0,6734	12,3074	0,6167
Température minimale 5 j. [°C]	21	0,4572	-0,180	0,4572	18,6463	0,5154	15	0,8883	0,034	0,8883	12,5042	0,8166
Température minimale 10 j. [°C]	24	0,6710	-0,103	0,6710	18,9639	0,7453	11	0,4824	0,170	0,4824	12,1999	0,5496
Température minimale 15 j. [°C]	27	0,9154	0,026	0,9154	19,0612	0,9278	12	0,5741	0,136	0,5741	12,1580	0,5271
Température minimale 20 j. [°C]	27	0,9154	0,026	0,9154	19,0565	0,9094	12	0,5741	0,136	0,5741	12,1423	0,5191
Température minimale 30 j. [°C]	23	0,5954	0,129	0,5954	18,9023	0,6827	12	0,5741	0,136	0,5741	12,1531	0,5246
Température minimale 40 j. [°C]	22	0,5240	0,155	0,5240	18,7790	0,5899	12	0,5741	0,136	0,5741	12,1840	0,5409
Température minimale 50 j. [°C]	21	0,4572	0,180	0,4572	18,7353	0,5632	12	0,5741	0,136	0,5741	12,1189	0,5076
Température minimale 60 j. [°C]	21	0,4572	0,180	0,4572	18,6113	0,4985	12	0,5741	0,136	0,5741	11,9669	0,4420
Température minimale 70 j. [°C]	20	0,3956	0,206	0,3956	18,4272	0,4229	12	0,5741	0,136	0,5741	11,9281	0,4274
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	11	0,0616	0,453	0,0616			13	0,6717	0,103	0,6717		
E. coli [nbre UPC/100 ml]	9	0,0364	0,508	0,0364			13	0,6193	0,121	0,6193		
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	5	0,0138	0,597	0,0138			12	0,5712	0,137	0,5712		
Hauteur d'eau [cm]	28	> 9999	0,000	> 9999			15	0,8882	-0,034	0,8882		
Turbidité (SEVL) [UT/F]	19	0,7525	0,079	0,7525			11	0,5505	0,149	0,5505		
Temp. eau Bret (SEVL)[°C]	6	0,0588	0,472	0,0588			10	0,4561	0,186	0,4561		
pH (SEVL)	14	0,3775	-0,221	0,3775			15	0,9405	-0,019	0,9405		
pH d'équi. (SEVL)	10	0,1653	0,347	0,1653			7	0,2325	0,299	0,2325		
Consomm. acide (SEVL) [mval/l]	19	0,8011	-0,063	0,8011			4	0,1011	-0,410	0,1011		
Conductivité (SEVL) [µs/cm]	18	0,7051	0,095	0,7051			13	0,7653	0,075	0,7653		
Chlorures (SEVL) [mg/l]	19	0,7522	-0,079	0,7522			3	0,0618	-0,467	0,0618		
Sulfates (SEVL) [mg/l]	15	0,3930	-0,214	0,3930			14	0,8764	0,039	0,8764		
Alcalinité (SEVL)	19	0,8011	-0,063	0,8011			4	0,1011	-0,410	0,1011		
Dureté carbonatée (SEVL)	19	0,8009	-0,063	0,8009			4	0,1008	-0,410	0,1008		
Dureté totale (SEVL)	15	0,4489	0,189	0,4489			9	0,3702	-0,224	0,3702		
Calcium (SEVL) [mg/l]	15	0,4494	0,189	0,4494			9	0,3708	-0,224	0,3708		
Magnésium (SEVL) [mg/l]	19	0,7487	0,080	0,7487			13	0,7047	-0,095	0,7047		
Sodium (SEVL) [mg/l]	11	0,1804	-0,335	0,1804			6	0,1516	-0,358	0,1516		
Potassium (SEVL) [mg/l]	13	0,3041	0,257	0,3041			12	0,6484	-0,114	0,6484		
Aluminium (SEVL) [mg/l]	8	0,0977	0,414	0,0977			10	0,4510	-0,188	0,4510		
O2 (SEVL) [mg/l]	13	0,2836	-0,268	0,2836			10	0,4117	-0,205	0,4117		
O2 (SEVL) [%]	13	0,2830	-0,268	0,2830			11	0,5500	-0,149	0,5500		
Nitrates (SEVL) [mg/l]	11	0,2074	-0,315	0,2074			5	0,1358	-0,373	0,1358		
Nitrites (SEVL) [mg/l]	21	> 9999	0,000	> 9999			13	0,7650	0,075	0,7650		
Ammoniaque (SEVL) [mg/l]	10	0,1658	0,346	0,1658			8	0,2967	0,261	0,2967		
Oxydabilité (SEVL) [mg/l KMnO4]	15	0,4460	0,191	0,4460			10	0,4085	0,207	0,4085		
Carbone org. tot. (SEVL) [mg/l C]	13	0,2788	0,271	0,2788			13	0,7630	-0,075	0,7630		
Fer (SEVL) [mg/l]	18	0,6587	0,110	0,6587			5	0,1353	0,373	0,1353		
Orthophosphates (SEVL) [mg/l]	11	0,2055	-0,317	0,2055			13	0,7645	-0,075	0,7645		

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, lac de Bret

	Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	-0,074	0,7591	0,007	0,9766	0,175	0,4704
Pluies 1 j. [mm]	-0,285	0,2399	-0,016	0,9479	0,029	0,9050
Somme pluies 3 j. [mm]	-0,084	0,7294	0,211	0,3849	0,122	0,6152
Somme pluies 5 j. [mm]	0,122	0,6149	0,347	0,1520	0,245	0,3133
Somme pluies 7 j. [mm]	0,081	0,7385	0,502	0,0386	0,397	0,1014
Somme pluies 10 j. [mm]	-0,033	0,8911	0,311	0,2001	0,394	0,1041
Somme pluies 13 j. [mm]	-0,077	0,7515	0,092	0,7052	0,328	0,1768
Somme pluies 15 j. [mm]	-0,234	0,3356	0,141	0,5616	0,353	0,1460
Somme pluies 20 j. [mm]	0,011	0,9625	0,320	0,1868	0,513	0,0345
Neige [cm]	0,479	0,0483	0,512	0,0349	0,349	0,1496
Nbre jours neige 5 jours préc.	0,480	0,0479	0,516	0,0332	0,361	0,1371
Nbre jours neige 20 jours préc.	0,480	0,0479	0,516	0,0332	0,361	0,1371
Ruissellement: Qj/Qm	0,138	0,5687	0,481	0,0474	0,539	0,0262
Température moyenne 1 j. [°C]	-0,396	0,1028	-0,473	0,0513	-0,194	0,4236
Température moyenne 3 j. [°C]	-0,521	0,0317	-0,401	0,0979	-0,132	0,5860
Température moyenne 5 j. [°C]	-0,470	0,0526	-0,393	0,1050	-0,168	0,4872
Température moyenne 10 j. [°C]	-0,457	0,0597	-0,432	0,0751	-0,268	0,2686
Température moyenne 15 j. [°C]	-0,390	0,1076	-0,358	0,1403	-0,162	0,5035
Température moyenne 20 j. [°C]	-0,333	0,1695	-0,279	0,2492	-0,052	0,8302
Température moyenne 30 j. [°C]	-0,318	0,1904	-0,234	0,3355	-0,026	0,9146
Température moyenne 40 j. [°C]	-0,238	0,3271	-0,163	0,5024	0,063	0,7936
Température moyenne 50 j. [°C]	-0,183	0,4513	-0,142	0,5587	0,110	0,6494
Température moyenne 60 j. [°C]	-0,097	0,6906	-0,087	0,7212	0,152	0,5313
Température moyenne 70 j. [°C]	-0,087	0,7192	-0,098	0,6861	0,161	0,5062
Température minimale 1 j. [°C]	-0,018	0,9420	-0,089	0,7148	0,177	0,4660
Température minimale 3 j. [°C]	-0,402	0,0977	-0,410	0,0911	-0,164	0,4981
Température minimale 5 j. [°C]	-0,438	0,0712	-0,415	0,0869	-0,176	0,4692
Température minimale 10 j. [°C]	-0,455	0,0609	-0,352	0,1461	-0,164	0,4981
Température minimale 15 j. [°C]	-0,462	0,0569	-0,395	0,1032	-0,244	0,3136
Température minimale 20 j. [°C]	-0,350	0,1493	-0,337	0,1649	-0,140	0,5626
Température minimale 30 j. [°C]	-0,304	0,2099	-0,263	0,2786	-0,043	0,8604
Température minimale 40 j. [°C]	-0,302	0,2130	-0,249	0,3041	-0,035	0,8841
Température minimale 50 j. [°C]	-0,223	0,3575	-0,148	0,5415	0,102	0,6743
Température minimale 60 j. [°C]	-0,133	0,5839	-0,141	0,5616	0,119	0,6249
Température minimale 70 j. [°C]	-0,062	0,7974	-0,076	0,7536	0,153	0,5284
Température minimale 80 j. [°C]	0,013	0,9556	-0,086	0,7244	0,163	0,5008
Température minimale 90 j. [°C]	0,025	0,9182	-0,045	0,8533	0,208	0,3911
Germes aérobies [nbre UFC/ml]			0,466	0,0549	0,239	0,3244
<i>E. coli</i> [nbre UFC/100 ml]	0,466	0,0549			0,722	0,0029
Entérocoques [nbre UFC/100 ml]	0,239	0,3244	0,722	0,0029		
Hauteur d'eau [cm]	0,090	0,7110	-0,022	0,9263	-0,043	0,8603
Turbidité (SEVL) [UT/F]	-0,145	0,5630	0,099	0,6910	0,592	0,0178
Temp. eau Bret (SEVL)[°C]	0,117	0,6404	0,159	0,5252	0,447	0,0735
pH (SEVL)	0,197	0,4312	0,018	0,9426	-0,183	0,4640
pH d'équi. (SEVL)	0,442	0,0772	0,324	0,1955	0,476	0,0567
Consomm. acide (SEVL) [mval/l]	-0,470	0,0603	-0,088	0,7245	-0,231	0,3552
Conductivité (SEVL) [µs/cm]	-0,377	0,1313	-0,175	0,4835	-0,135	0,5895
Chlorures (SEVL) [mg/l]	-0,038	0,8805	-0,345	0,1674	-0,211	0,3994
Sulfates (SEVL) [mg/l]	-0,103	0,6797	0,318	0,2028	0,157	0,5309
Alcalinité (SEVL)	-0,470	0,0603	-0,088	0,7245	-0,231	0,3552
Dureté carbonatée (SEVL)	-0,458	0,0668	-0,092	0,7114	-0,231	0,3549
Dureté totale (SEVL)	-0,224	0,3700	-0,032	0,8971	-0,061	0,8082
Calcium (SEVL) [mg/l]	-0,223	0,3732	-0,035	0,8894	-0,080	0,7496
Magnésium (SEVL) [mg/l]	0,114	0,6491	-0,218	0,3826	-0,365	0,1441
Sodium (SEVL) [mg/l]	-0,205	0,4114	-0,303	0,2259	-0,471	0,0398
Potassium (SEVL) [mg/l]	0,044	0,8607	0,185	0,4585	0,103	0,6793
Aluminium (SEVL) [mg/l]	-0,446	0,0743	-0,027	0,9141	0,351	0,1600
O2 (SEVL) [mg/l]	0,183	0,4632	0,062	0,8038	-0,239	0,3393
O2 (SEVL) [%]	0,211	0,3979	0,029	0,9089	-0,277	0,2679
Nitrates (SEVL) [mg/l]	-0,571	0,0224	-0,179	0,4730	-0,309	0,2170
Nitrites (SEVL) [mg/l]	-0,205	0,4132	-0,044	0,8618	-0,083	0,7398
Ammoniaque (SEVL) [mg/l]	0,524	0,0362	0,349	0,1631	0,472	0,0589
Oxydabilité (SEVL) [mg/l KMnO4]	0,372	0,1370	0,336	0,1792	0,496	0,0473
Carbone org. tot. (SEVL) [mg/l C]	0,187	0,4543	0,170	0,4965	0,299	0,2311
Fer (SEVL) [mg/l]	-0,060	0,8112	0,149	0,5524	0,571	0,0224
Orthophosphates (SEVL) [mg/l]	0,203	0,4177	0,263	0,2926	0,092	0,7131

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, ruisseau du Clos Ister

	Germes pathogènes						Germes aérobies		E. coli		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	63	0,6033	0,052	0,8017	33,2667	0,9475	-0,297	0,1549	0,001	0,9974	0,234	0,2613
Pluies 1 j. [mm]	36	0,0377	0,441	0,0344	28,9084	0,0367	0,243	0,2440	0,283	0,1750	0,034	0,8715
Somme pluies 3 j. [mm]	60	0,4884	-0,191	0,3591	32,8578	0,5203	-0,013	0,9513	-0,126	0,5468	0,080	0,7019
Somme pluies 5 j. [mm]	67	0,7508	-0,123	0,5539	33,1102	0,6884	0,118	0,5718	-0,039	0,8507	0,200	0,3379
Somme pluies 7 j. [mm]	69	0,8399	-0,122	0,5570	33,2372	0,8541	0,057	0,7841	-0,086	0,6804	0,174	0,4045
Somme pluies 10 j. [mm]	63	0,6033	-0,064	0,7591	32,9100	0,5479	0,142	0,4949	0,074	0,7241	0,125	0,5489
Somme pluies 13 j. [mm]	70	0,8852	-0,117	0,5754	33,2682	0,9570	0,120	0,5659	0,050	0,8116	0,079	0,7047
Somme pluies 15 j. [mm]	69	0,8625	-0,200	0,3366	32,7189	0,4574	-0,082	0,6924	-0,083	0,6892	-0,065	0,7551
Somme pluies 20 j. [mm]	48	0,1659	-0,350	0,0936	31,2348	0,1536	-0,009	0,9653	-0,244	0,2417	-0,207	0,3208
Somme pluies 2-10 j. [mm]	65	0,6861	-0,093	0,6545	33,1680	0,7482	0,120	0,5660	0,056	0,7867	0,091	0,6639
Neige [cm]	72	> 9999										
Nbre jours neige 5 jours préc.	72	> 9999										
Nbre jours neige 20 jours préc.	72	> 9999	-0,059	0,7761			0,091	0,6631	-0,184	0,3767	-0,419	0,0445
Ruissellement: Qj/Qm	50	0,2040	-0,332	0,1116	31,5166	0,1853	-0,177	0,3962	-0,101	0,6293	-0,038	0,8541
Température moyenne [°C]	68	0,8174	0,232	0,2657	32,3324	0,8440	0,279	0,1805	0,449	0,0313	0,365	0,0803
Température moyenne 1 j. [°C]	62	0,5637	0,303	0,1460	33,0215	0,6174	0,084	0,6860	0,354	0,0891	0,330	0,1131
Température moyenne 3 j. [°C]	51	0,2145	0,464	0,0261	31,2769	0,1579	0,266	0,2016	0,412	0,0480	0,454	0,0295
Température moyenne 5 j. [°C]	50	0,2040	0,440	0,0349	31,6434	0,2020	0,207	0,3211	0,300	0,1500	0,549	0,0084
Température moyenne 10 j. [°C]	54	0,2987	0,375	0,0718	32,2227	0,3059	0,289	0,1658	0,268	0,1993	0,640	0,0021
Température moyenne 15 j. [°C]	57	0,3708	0,364	0,0807	32,5001	0,3799	0,368	0,0774	0,341	0,1018	0,558	0,0075
Température moyenne 20 j. [°C]	61	0,5067	0,308	0,1394	32,5230	0,3871	0,389	0,0621	0,357	0,0869	0,531	0,0109
Température moyenne 30 j. [°C]	66	0,7075	0,249	0,2325	32,8963	0,5404	0,445	0,0329	0,386	0,0643	0,465	0,0256
Température moyenne 40 j. [°C]	72	0,9770	0,172	0,4089	33,0397	0,6305	0,434	0,0372	0,290	0,1641	0,435	0,0368
Température moyenne 50 j. [°C]	70	0,9081	0,163	0,4345	33,1713	0,7521	0,434	0,0372	0,250	0,2312	0,460	0,0275
Température moyenne 60 j. [°C]	70	0,8852	0,162	0,4378	33,2261	0,8320	0,434	0,0372	0,229	0,2712	0,442	0,0341
Température moyenne 70 j. [°C]	70	0,9081	0,143	0,4924	33,2032	0,7945	0,435	0,0372	0,182	0,3821	0,415	0,0466
Température minimale [°C]	66	0,7290	0,134	0,5215	33,2632	0,9292	-0,039	0,8533	0,342	0,1005	0,156	0,4558
Température minimale 1 j. [°C]	39	0,0567	0,559	0,0074	29,0245	0,0393	0,412	0,0482	0,509	0,0146	0,402	0,0536
Température minimale 3 j. [°C]	54	0,2855	0,394	0,0587	32,2533	0,3130	0,344	0,0991	0,377	0,0707	0,537	0,0100
Température minimale 5 j. [°C]	51	0,2253	0,397	0,0572	32,3483	0,3367	0,365	0,0804	0,339	0,1044	0,582	0,0052
Température minimale 10 j. [°C]	56	0,3556	0,335	0,1085	32,6880	0,4451	0,410	0,0492	0,353	0,0906	0,581	0,0054
Température minimale 15 j. [°C]	60	0,4884	0,316	0,1299	32,9534	0,5730	0,402	0,0541	0,367	0,0788	0,468	0,0249
Température minimale 20 j. [°C]	60	0,4884	0,310	0,1372	33,0835	0,6649	0,434	0,0372	0,358	0,0863	0,451	0,0307
Température minimale 30 j. [°C]	68	0,8174	0,221	0,2895	33,1801	0,7630	0,435	0,0372	0,344	0,0987	0,398	0,0562
Température minimale 40 j. [°C]	70	0,8852	0,190	0,3616	33,1878	0,7729	0,434	0,0372	0,263	0,2069	0,429	0,0397
Température minimale 50 j. [°C]	72	> 9999	0,148	0,4783	33,2401	0,8604	0,434	0,0372	0,229	0,2711	0,441	0,0344
Température minimale 60 j. [°C]	72	0,9770	0,144	0,4904	33,2627	0,9272	0,434	0,0372	0,216	0,3003	0,430	0,0394
Température minimale 70 j. [°C]	69	0,8625	0,166	0,4250	33,2339	0,8471	0,435	0,0372	0,189	0,3647	0,420	0,0441
Engrais ferme 1 VuBHVa	66	0,7290	0,115	0,5818	31,8428	0,2320	0,063	0,7632	0,106	0,6105	0,338	0,1050
Engrais ferme 3 VuBHVa	54	0,2987	0,208	0,3193	28,6828	0,0322	0,114	0,5860	-0,066	0,7511	0,096	0,6446
Engrais ferme 20 VuBHVa	71	0,9540	-0,100	0,6300	33,2700	0,9734	0,172	0,4096	-0,145	0,4881	0,006	0,9754
VuBH	67	0,7728	0,043	0,8353	33,0791	0,6618	0,153	0,4625	0,259	0,2141	0,000	> 9999
VuBH 1	60	0,4705	0,178	0,3944	31,9029	0,2421	0,134	0,5204	0,227	0,2771	0,113	0,5865
VuBH 3	48	0,1572	0,256	0,2192	29,5008	0,0522	0,172	0,4105	0,290	0,1640	0,149	0,4757
VuBH 5	47	0,1489	0,211	0,3127	30,4667	0,0940	0,207	0,3199	0,351	0,0925	0,125	0,5502
VuBH 7	51	0,2145	0,167	0,4232	30,9976	0,1316	0,225	0,2800	0,381	0,0677	0,182	0,3821
VuBH 10	51	0,2253	0,132	0,5273	31,7565	0,2184	0,261	0,2103	0,442	0,0341	0,071	0,7344
VuBH 13	44	0,0999	0,225	0,2802	30,3448	0,0871	0,317	0,1290	0,367	0,0783	0,018	0,9299
VuBH 15	45	0,1124	0,201	0,3342	30,5330	0,0980	0,317	0,1285	0,262	0,2084	-0,045	0,8284
VuBH 20	53	0,2727	0,090	0,6645	32,3815	0,3456	0,355	0,0882	0,181	0,3854	0,008	0,9682
VuBH 30	64	0,6442	-0,065	0,7543	33,1818	0,7651	0,397	0,0571	0,172	0,4092	-0,003	0,9892
VuBH 40	66	0,7290	-0,069	0,7412	33,2266	0,8330	0,417	0,0453	0,249	0,2315	-0,018	0,9319
VuBH 50	62	0,5444	0,018	0,9314	32,6522	0,4315	0,462	0,0267	0,290	0,1639	0,120	0,5663
VuBH 60	61	0,5067	0,033	0,8760	32,5245	0,3876	0,458	0,0280	0,213	0,3062	0,121	0,5613
VuBH 70	71	0,9540	-0,065	0,7550	32,7519	0,4712	0,458	0,0280	0,220	0,2911	0,197	0,3441
VuBH 80	65	0,6861	0,072	0,7306	32,3756	0,3440	0,459	0,0278	0,247	0,2353	0,226	0,2790
VuBHVa	71	0,9540	-0,034	0,8689	33,2710	0,9928	0,243	0,2434	0,253	0,2250	0,182	0,3839
VuBHVa 1	64	0,6236	0,065	0,7546	33,0479	0,6367	0,225	0,2796	0,210	0,3129	0,282	0,1755
VuBHVa 3	59	0,4357	0,083	0,6910	32,7586	0,4741	0,261	0,2108	0,272	0,1919	0,160	0,4420
VuBHVa 5	57	0,3865	0,093	0,6568	32,6104	0,4163	0,279	0,1807	0,299	0,1517	0,113	0,5863
VuBHVa 7	57	0,3708	0,111	0,5950	32,8008	0,4928	0,298	0,1536	0,326	0,1182	0,136	0,5154
VuBHVa 10	59	0,4357	0,097	0,6432	33,0256	0,6203	0,316	0,1295	0,346	0,0974	0,042	0,8414
VuBHVa 13	58	0,4189	0,070	0,7355	32,8417	0,5123	0,355	0,0890	0,263	0,2071	0,041	0,8434
VuBHVa 15	60	0,4705	0,045	0,8287	32,8876	0,5358	0,355	0,0889	0,229	0,2727	0,024	0,9078
VuBHVa 20	69	0,8625	-0,073	0,7249	33,2625	0,9261	0,374	0,0725	0,237	0,2553	0,012	0,9550
VuBHVa 30	68	0,8174	-0,174	0,4047	33,2354	0,8502	0,395	0,0584	0,212	0,3093	0,076	0,7144
VuBHVa 40	69	0,8625	-0,178	0,3922	33,1882	0,7735	0,415	0,0464	0,228	0,2744	0,077	0,7136
VuBHVa 50	71	0,9310	-0,136	0,5146	33,2554	0,9004	0,458	0,0282	0,206	0,3224	0,125	0,5484
VuBHVa 60	70	0,9081	-0,065	0,7571	32,9713	0,5840	0,458	0,0282	0,173	0,4079	0,135	0,5162
VuBHVa 70	71	0,9540	-0,052	0,8040	32,9782	0,5884	0,458	0,0281	0,200	0,3381	0,199	0,3392
VuBHVa 80	72	0,9770	0,004	0,9845	32,8264	0,5049	0,459	0,0279	0,220	0,2907	0,231	0,2684
VuBHVaVo	67	0,7728	-0,012	0,9529	33,2632	0,9293	0,317	0,1286	0,269	0,1967	0,215	0,3035
VuBHVaVo 1	62	0,5444	0,051	0,8066	33,1820	0,7654	0,317	0,1282	0,248	0,2335	0,285	0,1710
VuBHVaVo 3	57	0,3865	0,084	0,6865	32,9765	0,5873	0,317	0,1290	0,276	0,1857	0,207	0,3211
VuBHVaVo 5	59	0,4357	0,051	0,8051	32,9985	0,6016	0,355	0,0886	0,332	0,1112	0,182	0,3816
VuBHVaVo 7	57	0,3865	0,083	0,6922	32,9804	0,5898	0,355	0,0888	0,325	0,1190	0,179	0,3900
VuBHVaVo 10	57	0,3865	0,080	0,7026	32,9974	0,6009	0,355	0,0890	0,339	0,1044	0,114	0,5835
VuBHVaVo 13	60	0,4884	0,034	0,8691	33,1327	0,7099	0,395	0,0584	0,307	0,1407	0,100	0,6309
VuBHVaVo 15	61	0,5067	0,018	0,9298	33,2202	0,8216	0,395	0,0583	0,287	0,1690	0,101	0,6292

	Germe pathogènes						Germe aérobie		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
VuBHVaVo 20	66	0,7290	-0,046	0,8266	33,2709	0,9892	0,415	0,0464	0,296	0,1562	0,086	0,6805
VuBHVaVo 30	70	0,9081	-0,102	0,6261	33,2693	0,9663	0,436	0,0365	0,217	0,2981	0,086	0,6811
VuBHVaVo 40	69	0,8625	-0,078	0,7076	33,2073	0,8006	0,457	0,0283	0,247	0,2367	0,146	0,4837
VuBHVaVo 50	72	>.9999	-0,094	0,6526	33,0658	0,6505	0,457	0,0283	0,247	0,2367	0,161	0,4403
VuBHVaVo 60	72	>.9999	-0,043	0,8379	32,8609	0,5219	0,457	0,0283	0,220	0,2919	0,168	0,4195
VuBHVaVo 70	71	0,9310	-0,022	0,9158	32,8857	0,5347	0,457	0,0283	0,240	0,2496	0,229	0,2714
VuBHVaVo 80	72	0,9770	0,064	0,7579	32,8071	0,4958	0,458	0,0282	0,294	0,1583	0,295	0,1572
Germe aérobie [nbre UPC/ml]	60	0,4884	0,284	0,1725					0,676	0,0012	0,513	0,0140
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	53	0,2727	0,341	0,1016					0,513	0,0140	0,412	0,0484
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	47	0,1489	0,277	0,1842					0,053	0,8008	0,358	0,0857
Température eau [°C]	67	0,7728	0,261	0,2105					0,435	0,0370	0,203	0,3309
Conductivité [μ s/cm]	72	0,9770	0,095	0,6482					-0,148	0,4781	-0,234	0,2608
Hauteur d'eau [cm]	50	0,2040	-0,392	0,0604					0,380	0,0685	0,228	0,2733
Dureté totale [°f]	55	0,3123	-0,163	0,4333					0,345	0,0975	0,236	0,2574
Alcalinité [mg/l HCO ₃]	58	0,4025	-0,085	0,6834					0,391	0,0608	0,244	0,2426
Calcium [mg/l Ca]	64	0,6236	0,193	0,3543					-0,405	0,0634	-0,509	0,0198
Chlorures [mg/l Cl]	58	0,8696	-0,149	0,4957					-0,367	0,0925	-0,478	0,0286
Nitrates [mg/l NO ₃]	44	0,2643	-0,367	0,0923					-0,002	0,9938	-0,310	0,1557
Sulfates [mg/l SO ₄]	57	0,7928	-0,050	0,8198							-0,247	0,2568

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, rivière La Torneresse

	Germs pathogènes						Germs aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	36	0,4972	-0,170	0,4972	20,4241	0,6774	0,409	0,1019	0,187	0,4679	-0,206	0,4099
Pluies 1 j. [mm]	40	0,2376	0,295	0,2376	18,5216	0,1497	0,476	0,0568	0,480	0,0628	0,348	0,1640
Somme pluies 3 j. [mm]	39	0,3416	0,238	0,3416	19,3488	0,2639	0,336	0,1784	0,514	0,0466	0,291	0,2447
Somme pluies 5 j. [mm]	43	0,1695	0,343	0,1695	18,1924	0,1210	0,310	0,2143	0,549	0,0335	0,328	0,1896
Somme pluies 7 j. [mm]	46	0,0915	0,422	0,0915	17,8463	0,0972	0,277	0,2686	0,580	0,0246	0,383	0,1256
Somme pluies 10 j. [mm]	45	0,1136	0,396	0,1136	16,4490	0,0417	0,296	0,2359	0,535	0,0384	0,267	0,2858
Somme pluies 13 j. [mm]	46	0,0917	0,422	0,0917	17,1770	0,0644	0,102	0,6821	0,435	0,0920	0,217	0,3848
Somme pluies 15 j. [mm]	45	0,1138	0,395	0,1138	18,0167	0,1082	0,095	0,7039	0,387	0,1344	0,221	0,3767
Somme pluies 20 j. [mm]	44	0,1400	0,369	0,1400	17,5310	0,0799	0,080	0,7484	0,329	0,2027	0,263	0,2929
Somme pluies 2-10 j. [mm]	46	0,0915	0,422	0,0915	16,9951	0,0577	0,328	0,1890	0,473	0,0672	0,205	0,4121
Neige [cm]	35	0,3467	-0,235	0,3467	19,0958	0,2205	0,194	0,4381	-0,344	0,1829	-0,298	0,2339
Nbre j. neige 5 j préc.	35	0,3458	-0,236	0,3458	19,0965	0,2206	0,188	0,4530	-0,359	0,1642	-0,282	0,2600
Nbre j. neige 20 j préc.	43	0,1017	-0,409	0,1017	16,3014	0,0382	0,012	0,9609	-0,741	0,0041	-0,605	0,0155
Ruisselement: Qj/Qm	48	0,0576	0,475	0,0576	13,9988	0,0102	0,193	0,4411	0,195	0,4503	0,200	0,4234
Température moyenne [°C]	47	0,0731	0,448	0,0731	16,9154	0,0550	-0,054	0,8281	0,788	0,0023	0,665	0,0078
Température moyenne 1 j. [°C]	50	0,0350	0,527	0,0350	14,8702	0,0167	-0,079	0,7521	0,722	0,0052	0,678	0,0067
Température moyenne 3 j. [°C]	51	0,0268	0,554	0,0268	15,1693	0,0198	0,104	0,6783	0,863	0,0008	0,717	0,0042
Température moyenne 5 j. [°C]	48	0,0578	0,474	0,0578	16,3036	0,0383	0,102	0,6821	0,864	0,0008	0,683	0,0063
Température moyenne 10 j. [°C]	44	0,1400	0,369	0,1400	17,4259	0,0749	0,014	0,9567	0,840	0,0011	0,807	0,0012
Température moyenne 15 j. [°C]	44	0,1400	0,369	0,1400	17,1240	0,0624	0,009	0,9724	0,844	0,0011	0,807	0,0012
Température moyenne 20 j. [°C]	44	0,1400	0,369	0,1400	17,0048	0,0580	0,073	0,7709	0,881	0,0006	0,799	0,0014
Température moyenne 30 j. [°C]	44	0,1545	0,356	0,1545	16,9685	0,0568	0,050	0,8415	0,873	0,0007	0,764	0,0022
Température moyenne 40 j. [°C]	43	0,1706	0,343	0,1706	17,0480	0,0596	0,002	0,9921	0,855	0,0009	0,723	0,0038
Température moyenne 50 j. [°C]	44	0,1400	0,369	0,1400	17,6518	0,0861	-0,084	0,7372	0,817	0,0016	0,689	0,0059
Température moyenne 60 j. [°C]	42	0,2059	0,316	0,2059	18,5690	0,1544	-0,143	0,5670	0,781	0,0025	0,644	0,0099
Température moyenne 70 j. [°C]	38	0,3991	0,211	0,3991	18,9744	0,2027	-0,178	0,4773	0,753	0,0035	0,584	0,0195
Température minimale [°C]	51	0,0304	0,541	0,0304	13,7829	0,0090	-0,100	0,6906	0,756	0,0034	0,693	0,0056
Température minimale 1 j. [°C]	51	0,0306	0,541	0,0306	14,3842	0,0127	0,208	0,4053	0,900	0,0005	0,784	0,0017
Température minimale 3 j. [°C]	49	0,0451	0,501	0,0451	14,1328	0,0110	0,162	0,5161	0,908	0,0004	0,768	0,0021
Température minimale 5 j. [°C]	47	0,0731	0,448	0,0731	15,7750	0,0281	0,165	0,5084	0,910	0,0004	0,795	0,0015
Température minimale 10 j. [°C]	46	0,0917	0,422	0,0917	15,4034	0,0227	0,073	0,7709	0,896	0,0005	0,809	0,0012
Température minimale 15 j. [°C]	46	0,0915	0,422	0,0915	16,0201	0,0324	0,059	0,8126	0,868	0,0008	0,833	0,0009
Température minimale 20 j. [°C]	45	0,1136	0,396	0,1136	15,6649	0,0264	0,120	0,6302	0,900	0,0005	0,809	0,0012
Température minimale 30 j. [°C]	46	0,1021	0,409	0,1021	16,1057	0,0341	0,012	0,9606	0,868	0,0008	0,754	0,0026
Température minimale 40 j. [°C]	47	0,0818	0,435	0,0818	16,7430	0,0496	0,012	0,9606	0,892	0,0006	0,763	0,0023
Température minimale 50 j. [°C]	45	0,1259	0,383	0,1259	17,6224	0,0846	-0,066	0,7915	0,849	0,0010	0,695	0,0055
Température minimale 60 j. [°C]	40	0,2918	0,264	0,2918	18,6943	0,1678	-0,116	0,6427	0,799	0,0020	0,615	0,0139
Température minimale 70 j. [°C]	39	0,3700	0,224	0,3700	19,1665	0,2317	-0,144	0,5634	0,765	0,0031	0,581	0,0202
Germs aérobies [nbre UPC/ml]	38	0,4261	0,199	0,4261					0,315	0,2227	0,139	0,5793
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	42	0,0261	0,574	0,0261			0,315	0,2227			0,766	0,0030
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	51	0,0263	0,555	0,0263			0,139	0,5793	0,766	0,0030		
Température eau [°C]	51	0,0306	0,541	0,0306			-0,007	0,9783	0,828	0,0014	0,758	0,0024
Conductivité [µs/cm]	50	0,0396	-0,515	0,0396			-0,426	0,0882	-0,235	0,3637	-0,214	0,3910
Hauteur d'eau [cm]	47	0,0816	0,435	0,0816			0,212	0,3954	0,240	0,3529	0,320	0,2003
Dureté totale [°f]	45	0,1238	-0,385	0,1238			-0,065	0,7961	-0,350	0,1753	-0,382	0,1263
Alcalinité [mg/l HCO3]	44	0,1400	-0,369	0,1400			-0,173	0,4896	-0,095	0,7115	-0,141	0,5734
Calcium [mg/l Ca]	47	0,0726	-0,449	0,0726			-0,229	0,3603	-0,428	0,0977	-0,365	0,1444
Chlorures [mg/l Cl]	46	0,0869	-0,428	0,0869			0,056	0,8216	0,035	0,8909	-0,088	0,7238
Nitrates [mg/l NO3]	46	0,0903	-0,423	0,0903			0,027	0,9132	-0,583	0,0240	-0,579	0,0205
Sulfates [mg/l SO4]	57	0,0051	-0,701	0,0051			-0,256	0,3063	-0,694	0,0072	-0,747	0,0028
Charge					13,8635	0,0095						

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, rivière L'Eau Froide

	Germes pathogènes						Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	18	0,0775	0,379	0,1293	20,8005	0,2590	0,625	0,0124	0,237	0,3429	-0,004	0,9877
Pluies 1 j. [mm]	25	0,3677	0,268	0,2837	20,6649	0,2351	-0,014	0,9562	0,309	0,2158	0,078	0,7553
Somme pluies 3 j. [mm]	18	0,1307	0,342	0,1711	18,9862	0,0789	0,219	0,3814	0,379	0,1299	0,200	0,4239
Somme pluies 5 j. [mm]	17	0,1070	0,383	0,1254	17,9965	0,0434	0,172	0,4912	0,396	0,1132	0,214	0,3912
Somme pluies 7 j. [mm]	18	0,1314	0,368	0,1412	18,6198	0,0631	0,216	0,3877	0,452	0,0708	0,215	0,3906
Somme pluies 10 j. [mm]	15	0,0703	0,464	0,0634	17,0548	0,0251	0,153	0,5395	0,355	0,1556	0,158	0,5269
Somme pluies 13 j. [mm]	17	0,1078	0,426	0,0884	18,6611	0,0647	0,115	0,6448	0,296	0,2364	0,193	0,4405
Somme pluies 15 j. [mm]	19	0,1594	0,379	0,1293	20,0588	0,1557	0,135	0,5895	0,342	0,1715	0,106	0,6708
Somme pluies 20 j. [mm]	21	0,2278	0,324	0,1952	20,4576	0,2035	0,107	0,6696	0,291	0,2444	0,165	0,5085
Neige [cm]	27	0,2817	-0,266	0,2880	20,1915	0,1700	0,342	0,1719	0,011	0,9647	-0,084	0,7359
Nbre jours neige 5 jours préc.	27	0,2807	-0,266	0,2871	20,1915	0,1700	0,336	0,1794	-0,019	0,9400	-0,100	0,6899
Nbre jours neige 20 jours préc.	18	0,0612	-0,462	0,0646	16,6363	0,0197	0,125	0,6174	0,472	0,0589	-0,104	0,6766
Ruissellement: Qj/Qm	20	0,1911	0,321	0,1990	19,1471	0,0871	0,005	0,9843	0,020	0,9348	0,201	0,4217
Température moyenne [°C]	12	0,0348	0,516	0,0389	17,4273	0,0311	-0,185	0,4589	0,507	0,0428	0,453	0,0702
Température moyenne 1 j. [°C]	19	0,1594	0,362	0,1479	19,3944	0,1016	-0,283	0,2572	0,399	0,1107	0,303	0,2254
Température moyenne 3 j. [°C]	14	0,0560	0,479	0,0555	18,2722	0,0512	-0,108	0,6658	0,550	0,0279	0,378	0,1305
Température moyenne 5 j. [°C]	12	0,0348	0,525	0,0357	17,5460	0,0333	-0,072	0,7723	0,577	0,0210	0,500	0,0456
Température moyenne 10 j. [°C]	16	0,0875	0,405	0,1048	17,9981	0,0435	-0,038	0,8791	0,646	0,0097	0,480	0,0548
Température moyenne 15 j. [°C]	16	0,0875	0,405	0,1048	17,6921	0,0363	0,031	0,9024	0,671	0,0073	0,514	0,0397
Température moyenne 20 j. [°C]	14	0,0562	0,470	0,0603	17,5938	0,0343	0,070	0,7798	0,676	0,0068	0,543	0,0298
Température moyenne 30 j. [°C]	16	0,0784	0,435	0,0819	18,5850	0,0618	0,064	0,7967	0,677	0,0068	0,498	0,0463
Température moyenne 40 j. [°C]	19	0,1594	0,344	0,1685	19,0045	0,0797	0,082	0,7424	0,682	0,0063	0,459	0,0663
Température moyenne 50 j. [°C]	21	0,2278	0,306	0,2205	19,3450	0,0985	-0,010	0,9687	0,634	0,0112	0,468	0,0610
Température moyenne 60 j. [°C]	22	0,2689	0,283	0,2577	19,7167	0,1247	-0,033	0,8946	0,598	0,0167	0,458	0,0670
Température moyenne 70 j. [°C]	23	0,3149	0,242	0,3328	19,8619	0,1369	-0,001	0,9961	0,596	0,0172	0,441	0,0779
Température minimale [°C]	17	0,1072	0,409	0,1017	18,3336	0,0531	-0,189	0,4492	0,514	0,0399	0,388	0,1203
Température minimale 1 j. [°C]	19	0,1448	0,382	0,1261	19,4630	0,1061	-0,102	0,6819	0,601	0,0162	0,272	0,2759
Température minimale 3 j. [°C]	11	0,0237	0,552	0,0273	15,9041	0,0130	-0,017	0,9452	0,660	0,0083	0,408	0,1025
Température minimale 5 j. [°C]	11	0,0270	0,531	0,0337	16,1394	0,0148	-0,012	0,9609	0,661	0,0082	0,455	0,0686
Température minimale 10 j. [°C]	13	0,0444	0,484	0,0527	16,7896	0,0215	0,032	0,8985	0,680	0,0065	0,483	0,0535
Température minimale 15 j. [°C]	13	0,0392	0,505	0,0434	16,7366	0,0209	0,053	0,8329	0,701	0,0050	0,517	0,0386
Température minimale 20 j. [°C]	13	0,0392	0,509	0,0416	16,2400	0,0157	0,090	0,7201	0,692	0,0056	0,535	0,0324
Température minimale 30 j. [°C]	16	0,0873	0,423	0,0904	17,4065	0,0307	0,028	0,9121	0,677	0,0068	0,445	0,0751
Température minimale 40 j. [°C]	17	0,1076	0,400	0,1097	18,1480	0,0475	0,058	0,8157	0,709	0,0046	0,486	0,0520
Température minimale 50 j. [°C]	20	0,1743	0,337	0,1772	18,6731	0,0651	0,050	0,8423	0,695	0,0054	0,511	0,0410
Température minimale 60 j. [°C]	21	0,2278	0,298	0,2340	19,2977	0,0956	0,052	0,8368	0,633	0,0114	0,483	0,0535
Température minimale 70 j. [°C]	23	0,3146	0,242	0,3325	19,5468	0,1119	0,032	0,8985	0,608	0,0150	0,450	0,0721
Engrais ferme 1	33	i	i	i	22,0744		i	i	i	i	i	i
Engrais ferme 5	33	i	i	i	22,0744		i	i	i	i	i	i
Engrais ferme 20	30	0,4602	-0,182	0,4661	21,1706	0,3417	0,051	0,8382	0,155	0,5360	-0,246	0,3254
MaTo	19	0,1025	0,404	0,1064	19,6796	0,1217	0,117	0,6404	0,609	0,0148	0,565	0,0238
MaTo 1	19	0,1152	0,405	0,1052	18,9989	0,0795	0,097	0,6966	0,593	0,0176	0,529	0,0344
MaTo 3	19	0,1025	0,404	0,1064	19,5675	0,1133	0,117	0,6404	0,609	0,0148	0,565	0,0238
MaTo 5	20	0,1415	0,365	0,1442	19,9159	0,1418	0,033	0,8943	0,625	0,0124	0,602	0,0160
MaTo 7	21	0,1844	0,331	0,1851	20,5119	0,2113	0,013	0,9587	0,622	0,0129	0,560	0,0251
MaTo 10	20	0,1675	0,353	0,1581	20,7682	0,2531	0,001	0,9979	0,620	0,0131	0,565	0,0239
MaTo 13	20	0,1677	0,357	0,1530	20,8270	0,2640	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaTo 15	20	0,1677	0,357	0,1530	20,8781	0,2741	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaTo 20	22	0,2431	0,308	0,2179	20,9965	0,2992	-0,035	0,8888	0,604	0,0157	0,535	0,0322
MaTo 30	24	0,3486	0,245	0,3274	20,8457	0,2677	-0,057	0,8191	0,565	0,0239	0,445	0,0754
MaTo 40	25	0,4048	0,212	0,3973	20,8819	0,2748	-0,047	0,8508	0,560	0,0252	0,427	0,0877
MaTo 50	24	0,3486	0,236	0,3456	20,9683	0,2929	-0,062	0,8033	0,536	0,0319	0,406	0,1040
MaTo 60	28	0,6026	0,130	0,6031	21,0357	0,3081	-0,090	0,7182	0,459	0,0661	0,281	0,2603
MaTo 70	29	0,6439	0,116	0,6418	21,3075	0,3812	-0,043	0,8646	0,462	0,0646	0,312	0,2114
MaTo 80	29	0,6437	0,116	0,6416	21,4087	0,4145	-0,010	0,9680	0,413	0,0986	0,253	0,3116
MaAuTo	19	0,1025	0,404	0,1064	19,4211	0,1033	0,117	0,6404	0,609	0,0148	0,565	0,0238
MaAuTo 1	19	0,1025	0,404	0,1064	19,3086	0,0963	0,117	0,6404	0,609	0,0148	0,565	0,0238
MaAuTo 3	19	0,1025	0,404	0,1064	19,3353	0,0979	0,117	0,6404	0,609	0,0148	0,565	0,0238
MaAuTo 5	20	0,1415	0,365	0,1442	19,9790	0,1231	0,033	0,8943	0,625	0,0124	0,602	0,0160
MaAuTo 7	21	0,1844	0,331	0,1851	20,2940	0,1821	0,013	0,9587	0,622	0,0129	0,560	0,0251
MaAuTo 10	20	0,1675	0,353	0,1581	20,5773	0,2211	0,001	0,9979	0,620	0,0131	0,565	0,0239
MaAuTo 13	20	0,1677	0,357	0,1530	20,7067	0,2422	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaAuTo 15	20	0,1677	0,357	0,1530	20,7920	0,2574	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaAuTo 20	22	0,2431	0,308	0,2179	21,0016	0,3003	-0,035	0,8888	0,604	0,0157	0,535	0,0322
MaAuTo 30	24	0,3486	0,245	0,3274	20,9205	0,2827	-0,057	0,8191	0,565	0,0239	0,445	0,0754
MaAuTo 40	25	0,4048	0,212	0,3973	20,9913	0,2980	-0,047	0,8508	0,560	0,0252	0,427	0,0877
MaAuTo 50	24	0,3486	0,236	0,3456	21,1404	0,3338	-0,036	0,8868	0,536	0,0319	0,401	0,1087
MaAuTo 60	28	0,6026	0,130	0,6031	21,2180	0,3547	-0,076	0,7604	0,465	0,0631	0,294	0,2402
MaAuTo 70	29	0,6439	0,116	0,6418	21,4429	0,4268	-0,043	0,8646	0,462	0,0646	0,312	0,2114
MaAuTo 80	29	0,6439	0,116	0,6418	21,5134	0,4539	-0,011	0,9640	0,404	0,1062	0,237	0,3424
MaFoLeAuTo	18	0,0914	0,421	0,0919	19,0424	0,0816	0,121	0,6289	0,614	0,0140	0,574	0,0216
MaFoLeAuTo 1	18	0,0914	0,431	0,0846	19,0193	0,0805	0,086	0,7294	0,600	0,0163	0,565	0,0237
MaFoLeAuTo 3	18	0,0914	0,431	0,0846	19,0193	0,0805	0,086	0,7294	0,600	0,0163	0,565	0,0237
MaFoLeAuTo 5	19	0,1276	0,392	0,1172	19,3262	0,0974	0,004	0,9873	0,617	0,0136	0,602	0,0160
MaFoLeAuTo 7	20	0,1677	0,357	0,1530	19,8704	0,1376	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaFoLeAuTo 10	20	0,1677	0,357	0,1530	20,1925	0,1701	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaFoLeAuTo 13	20	0,1677	0,357	0,1530	20,3586	0,1902	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaFoLeAuTo 15	20	0,1677	0,357	0,1530	20,4685	0,2051	-0,016	0,9504	0,613	0,0142	0,560	0,0250
MaFoLeAuTo 20	21	0,2029	0,333	0,1833	20,7780	0,2549	0,000	> 9999	0,617	0,0136	0,544	0,0297

Annexe IV

	Germes pathogènes						Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
MaFoLéAuTo 30	24	0,3486	0,245	0,3274	20,7481	0,2495	-0,057	0,3191	0,565	0,0239	0,445	0,0754
MaFoLéAuTo 40	25	0,4048	0,212	0,3973	20,7698	0,2534	-0,047	0,3508	0,560	0,0252	0,427	0,0877
MaFoLéAuTo 50	24	0,3486	0,236	0,3456	20,7191	0,2443	-0,062	0,3033	0,536	0,0319	0,406	0,1040
MaFoLéAuTo 60	28	0,6026	0,130	0,6031	20,7724	0,2538	-0,103	0,5806	0,465	0,0631	0,299	0,2316
MaFoLéAuTo 70	29	0,6439	0,116	0,6418	21,0463	0,3106	-0,043	0,3646	0,462	0,0646	0,312	0,2114
MaFoLéAuTo 80	29	0,6439	0,116	0,6418	21,2032	0,3506	-0,009	0,3720	0,422	0,0918	0,268	0,2834
Ma	22	0,2130	0,319	0,2023	19,8161	0,1329	0,133	0,5958	0,593	0,0177	0,526	0,0353
Ma 1	19	0,1113	0,404	0,1057	19,5308	0,1107	0,155	0,5341	0,569	0,0228	0,463	0,0643
Ma 3	19	0,1113	0,404	0,1057	19,5308	0,1107	0,155	0,5341	0,569	0,0228	0,463	0,0643
Ma 5	20	0,1530	0,365	0,1439	19,9935	0,1491	0,070	0,7803	0,587	0,0190	0,503	0,0442
Ma 7	21	0,1985	0,331	0,1852	20,7660	0,2527	0,048	0,3466	0,584	0,0196	0,463	0,0641
Ma 10	20	0,1481	0,397	0,1127	20,9729	0,2939	0,003	0,3917	0,559	0,0253	0,456	0,0682
Ma 13	19	0,1352	0,421	0,0920	21,0108	0,3024	-0,038	0,3800	0,540	0,0307	0,453	0,0698
Ma 15	19	0,1352	0,421	0,0920	21,0465	0,3106	-0,038	0,3800	0,540	0,0307	0,453	0,0698
Ma 20	20	0,1506	0,408	0,1027	21,0657	0,3152	-0,039	0,3761	0,547	0,0286	0,473	0,0583
Ma 30	21	0,2108	0,363	0,1463	20,3736	0,1922	-0,171	0,4937	0,479	0,0555	0,412	0,0995
Ma 40	20	0,1744	0,388	0,1205	19,8672	0,1374	-0,150	0,5474	0,480	0,0547	0,395	0,1142
Ma 50	19	0,1308	0,387	0,1215	19,7413	0,1266	-0,093	0,7085	0,508	0,0422	0,414	0,0975
Ma 60	21	0,2114	0,308	0,2175	19,8268	0,1338	-0,079	0,7527	0,512	0,0405	0,396	0,1136
Ma 70	25	0,3825	0,221	0,3774	20,3341	0,1871	-0,105	0,6736	0,484	0,0531	0,389	0,1198
Ma 80	28	0,5718	0,140	0,5748	20,7024	0,2415	-0,039	0,3764	0,440	0,0787	0,297	0,2345
Au	22	0,0480	0,444	0,0760	17,3979	0,0306	0,168	0,5021	0,414	0,0975	0,559	0,0255
Au 1	22	0,0480	0,444	0,0760	17,3979	0,0306	0,168	0,5021	0,414	0,0975	0,559	0,0255
Au 3	24	0,1733	0,296	0,2357	18,8188	0,0712	0,177	0,4784	0,453	0,0699	0,364	0,1449
Au 5	24	0,1733	0,296	0,2357	19,2348	0,0920	0,177	0,4784	0,453	0,0699	0,364	0,1449
Au 7	24	0,1733	0,296	0,2357	19,3647	0,0997	0,177	0,4784	0,453	0,0699	0,364	0,1449
Au 10	24	0,1739	0,296	0,2363	19,4943	0,1082	0,196	0,4322	0,452	0,0703	0,360	0,1499
Au 13	24	0,1739	0,296	0,2363	20,0407	0,1538	0,196	0,4322	0,452	0,0703	0,360	0,1499
Au 15	24	0,1739	0,296	0,2363	20,3085	0,1839	0,196	0,4322	0,452	0,0703	0,360	0,1499
Au 20	28	0,4996	0,133	0,5940	21,5003	0,4486	0,176	0,4807	0,539	0,0310	0,430	0,0854
Au 30	30	0,6854	0,071	0,7778	21,8761	0,6560	0,161	0,5184	0,539	0,0310	0,430	0,0854
Au 40	32	0,9008	0,002	0,9942	22,0352	0,8429	0,138	0,5818	0,498	0,0464	0,329	0,1884
Au 50	32	0,9064	-0,058	0,8164	21,9325	0,7063	0,019	0,9405	0,510	0,0413	0,385	0,1233
Au 60	32	0,8660	-0,073	0,7688	21,8169	0,6118	-0,017	0,9453	0,394	0,1152	0,220	0,3798
Au 70	32	0,8660	-0,073	0,7688	21,9719	0,7488	-0,017	0,9453	0,394	0,1152	0,220	0,3798
Au 80	32	0,8658	-0,074	0,7685	22,0445	0,8625	-0,019	0,9408	0,306	0,2206	0,092	0,7130
To	26	0,3445	0,196	0,4331	21,2781	0,3722	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 1	26	0,3445	0,196	0,4331	21,2781	0,3722	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 3	26	0,3445	0,196	0,4331	21,2781	0,3722	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 5	26	0,3445	0,196	0,4331	21,2781	0,3722	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 7	26	0,3445	0,196	0,4331	21,2781	0,3722	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 10	26	0,3445	0,196	0,4331	21,3912	0,4085	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 13	26	0,3445	0,196	0,4331	21,4346	0,4238	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 15	26	0,3445	0,196	0,4331	21,4618	0,4338	0,185	0,4604	0,556	0,0262	0,511	0,0409
To 20	28	0,5329	0,118	0,6379	21,7279	0,5560	0,060	0,8100	0,553	0,0269	0,541	0,0304
To 30	32	0,9064	-0,058	0,8164	22,0486	0,8722	0,019	0,9405	0,510	0,0413	0,385	0,1233
To 40	32	0,9064	-0,058	0,8164	22,0652	0,9233	0,019	0,9405	0,510	0,0413	0,385	0,1233
To 50	31	0,7785	0,031	0,9012	22,0744	0,9943	0,046	0,8540	0,460	0,0656	0,317	0,2055
To 60	32	0,8660	-0,073	0,7688	22,0669	0,9308	-0,003	0,9890	0,388	0,1204	0,200	0,4226
To 70	32	0,8660	-0,073	0,7688	22,0657	0,9253	-0,003	0,9890	0,388	0,1204	0,200	0,4226
To 80	32	0,8660	-0,073	0,7688	22,0550	0,8892	-0,005	0,9847	0,338	0,1760	0,133	0,5949
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	19	0,1592	0,283	0,2574					0,441	0,0776	0,244	0,3287
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	12	0,0290	0,511	0,0408				0,441	0,0776		0,392	0,1171
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	21	0,1967	0,319	0,2026				0,244	0,3287	0,392	0,1171	
Température eau [°C]	20	0,1903	0,291	0,2445			-0,056	0,4230	0,497	0,0470	0,541	0,0306
Conductivité [µs/cm]	8	0,0120	-0,645	0,0099			0,011	0,9648	-0,302	0,2268	0,028	0,9122
Hauteur d'eau [cm]	7	0,1859	-0,418	0,1859			-0,697	0,0275	-0,298	0,3453	-0,029	0,9277
Dureté totale [°f]	9	0,0155	-0,624	0,0126			0,018	0,9411	-0,297	0,2347	-0,115	0,6449
Alcalinité [mg/l HCO3]	11	0,0270	-0,575	0,0215			0,164	0,5110	-0,331	0,1859	-0,051	0,8378
Calcium [mg/l Ca]	15	0,0628	-0,502	0,0446			-0,097	0,6982	-0,257	0,3037	-0,063	0,8010
Chlorures [mg/l Cl]	18	0,1147	-0,406	0,1043			0,245	0,1267	-0,172	0,4920	-0,126	0,6156
Nitrates [mg/l NO3]	10	0,0202	-0,588	0,0187			0,055	0,8264	-0,533	0,0329	-0,493	0,0486
Sulfates [mg/l SO4]	23	0,2907	-0,285	0,2547			0,059	0,8136	-0,158	0,5271	-0,181	0,4684

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, ruisseau du Pré de Bière

	Germe pathogènes						Germe aérobies		E. coli		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	39	0,8898	0,125	0,6053	24,8747	0,7792	0,1570	0,530	0,3780	0,131	0,3750	0,1221
Pluies 1 j. [mm]	39	0,8746	0,084	0,7283	24,6858	0,6050	0,5920	0,018	0,3420	0,172	0,4420	0,0682
Somme pluies 3 j. [mm]	40	0,9644	0,047	0,8455	24,9500	0,9543	0,7400	0,003	0,5130	0,040	0,6420	0,0081
Somme pluies 5 j. [mm]	36	0,6587	-0,042	0,8618	24,6484	0,5808	0,6670	0,008	0,4710	0,060	0,5230	0,0312
Somme pluies 7 j. [mm]	41	> .9999	0,095	0,6961	24,9035	0,8234	0,6590	0,008	0,4440	0,076	0,5040	0,0377
Somme pluies 10 j. [mm]	35	0,6272	-0,029	0,9064	24,8523	0,7506	0,7230	0,004	0,6220	0,013	0,6130	0,0116
Somme pluies 13 j. [mm]	31	0,4015	-0,113	0,6415	24,3789	0,4485	0,6880	0,006	0,6300	0,012	0,5990	0,0135
Somme pluies 15 j. [mm]	32	0,4529	-0,083	0,7313	24,7978	0,6933	0,6810	0,006	0,6080	0,015	0,6300	0,0094
Somme pluies 20 j. [mm]	27	0,2332	-0,175	0,4717	23,8101	0,2850	0,6170	0,014	0,5240	0,036	0,5460	0,0244
Neige [cm]	40	0,9356	-0,021	0,9314	24,7193	0,6286	-0,4210	0,092	-0,3620	0,148	-0,4430	0,0681
Nbre jours neige 5 jours préc.	37	0,5862	0,065	0,7885	24,8713	0,7746	-0,4820	0,054	-0,4740	0,058	-0,4480	0,0648
Nbre jours neige 20 jours préc.	39	0,8331	-0,030	0,9018	24,7109	0,6225	-0,5390	0,031	-0,7510	0,003	-0,7260	0,0027
Ruissellement: Qj/Qm	35	0,6272	0,206	0,3946	23,3719	0,2086	0,4890	0,051	0,1750	0,484	0,3340	0,168
Température moyenne [°C]	38	0,8249	-0,079	0,7450	24,7648	0,6641	0,2610	0,297	0,5310	0,034	0,3980	0,101
Température moyenne 1 j. [°C]	40	0,9648	0,067	0,7813	24,7809	0,6780	0,4470	0,074	0,7020	0,005	0,5890	0,0152
Température moyenne 3 j. [°C]	34	0,5660	-0,120	0,6214	24,4500	0,4781	0,6770	0,007	0,8320	0,001	0,7780	0,0013
Température moyenne 5 j. [°C]	32	0,4520	-0,182	0,4536	24,1420	0,3677	0,6730	0,007	0,8850	0,000	0,8280	0,0006
Température moyenne 10 j. [°C]	38	0,8250	-0,043	0,8579	24,7635	0,6631	0,7140	0,004	0,8320	0,001	0,7880	0,0012
Température moyenne 15 j. [°C]	39	0,8946	-0,010	0,9662	24,8665	0,7683	0,7720	0,002	0,8780	0,000	0,8160	0,0008
Température moyenne 20 j. [°C]	37	0,7573	-0,076	0,7527	24,8395	0,7359	0,7130	0,004	0,8500	0,001	0,7600	0,0017
Température moyenne 30 j. [°C]	41	> .9999	0,013	0,9587	24,8167	0,7117	0,7190	0,004	0,8520	0,001	0,7590	0,0018
Température moyenne 40 j. [°C]	38	0,8252	-0,007	0,9775	24,6975	0,6130	0,6960	0,005	0,8320	0,001	0,7290	0,0026
Température moyenne 50 j. [°C]	36	0,6587	-0,081	0,7383	24,6708	0,5951	0,6400	0,011	0,7620	0,002	0,6770	0,0052
Température moyenne 60 j. [°C]	34	0,5660	-0,113	0,6415	24,7377	0,6424	0,5800	0,020	0,7170	0,004	0,6220	0,0103
Température moyenne 70 j. [°C]	37	0,7572	-0,047	0,8470	24,8184	0,7134	0,6220	0,013	0,7150	0,004	0,6030	0,0128
Température minimale [°C]	38	0,7910	0,049	0,8396	24,9532	0,9923	0,3870	0,122	0,6180	0,013	0,4840	0,0459
Température minimale 1 j. [°C]	37	0,7561	0,068	0,7803	24,9510	0,9617	0,4020	0,108	0,6640	0,008	0,5120	0,0348
Température minimale 3 j. [°C]	36	0,6587	-0,090	0,7101	24,6158	0,5613	0,6590	0,008	0,8550	0,001	0,7830	0,0012
Température minimale 5 j. [°C]	31	0,4015	-0,200	0,4104	24,2993	0,4187	0,6580	0,009	0,8810	0,000	0,8340	0,0006
Température minimale 10 j. [°C]	39	0,8946	-0,031	0,8989	24,7412	0,6451	0,7020	0,005	0,8720	0,001	0,7980	0,001
Température minimale 15 j. [°C]	38	0,7910	-0,047	0,8470	24,8019	0,6972	0,7200	0,004	0,8950	0,000	0,8120	0,0008
Température minimale 20 j. [°C]	36	0,6587	-0,115	0,6346	24,7357	0,6409	0,6700	0,007	0,8600	0,001	0,7560	0,0018
Température minimale 30 j. [°C]	40	0,9296	0,000	> .9999	24,7408	0,6448	0,6960	0,005	0,8440	0,001	0,7430	0,0022
Température minimale 40 j. [°C]	37	0,7237	-0,043	0,8580	24,6550	0,5849	0,6600	0,008	0,8240	0,001	0,7150	0,0032
Température minimale 50 j. [°C]	33	0,4797	-0,140	0,5627	24,6571	0,5863	0,6010	0,016	0,7550	0,003	0,6620	0,0063
Température minimale 60 j. [°C]	33	0,5076	-0,131	0,5884	24,7252	0,6330	0,5780	0,021	0,7330	0,003	0,6140	0,0113
Température minimale 70 j. [°C]	37	0,7573	-0,035	0,8841	24,8156	0,7106	0,6050	0,016	0,7230	0,004	0,5940	0,0144
Germe aérobies. [nbre UPC/ml]	36	> .9999	0,038	0,8801					0,7540	0,003	0,8370	0,0008
E. coli [nbre UPC/100 ml]	33	0,7328	-0,039	0,8750			0,7540	0,003			0,9230	0,0002
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	40	0,9645	0,037	0,8792			0,8370	0,001	0,9230	0,000		
Température eau [°C]	34	0,5363	-0,172	0,4773			0,6510	0,009	0,7990	0,001	0,7000	0,0039
Conductivité [µs/cm]	38	0,8253	0,035	0,8841			-0,0510	0,840	0,2730	0,274	0,0200	0,935
Hauteur d'eau [cm]	30	0,5302	-0,063	0,8015			0,4090	0,113	0,3000	0,245	0,3510	0,1607
Dureté totale [°f]	33	0,7358	0,057	0,8186			-0,0260	0,920	0,2580	0,317	0,0062	0,9802
Alcalinité [mg/l HCO3]	30	0,5637	0,178	0,4771			0,0790	0,761	0,4170	0,106	0,1460	0,5586
Calcium [mg/l Ca]	31	0,5964	-0,088	0,7241			0,3130	0,225	0,2000	0,438	0,1390	0,5768
Chlorures [mg/l Cl]	29	0,5003	0,106	0,6703			-0,4740	0,066	-0,4690	0,069	-0,3060	0,2205
Nitrates [mg/l NO3]	23	0,2082	0,261	0,2956			-0,6620	0,010	-0,5420	0,036	-0,5550	0,0263
Sulfates [mg/l SO4]	30	0,5620	-0,156	0,5339			-0,3430	0,184	0,0075	0,977	-0,1230	0,6239
Charge					24,7189	0,6283						

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, source du Clos Ister

	Germe pathogènes						Germe aérobies		E. coli		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	160	0,9578	0,024	0,8871	48,9008	0,6707	-0,099	0,5531	0,073	0,6606	0,024	0,8869
Pluies 1 j. [mm]	107	0,0503	0,350	0,0359	45,0902	0,0457	0,111	0,5051	0,201	0,2286	0,400	0,0163
Somme pluies 3 j. [mm]	152	0,7765	0,080	0,6323	48,9127	0,6811	0,389	0,0197	0,349	0,0364	0,350	0,0357
Somme pluies 5 j. [mm]	125	0,2586	0,228	0,1713	48,0290	0,3049	0,509	0,0022	0,495	0,0030	0,509	0,0023
Somme pluies 7 j. [mm]	122	0,2214	0,232	0,1635	48,0161	0,3020	0,437	0,0087	0,401	0,0161	0,460	0,0058
Somme pluies 10 j. [mm]	108	0,0969	0,333	0,0458	48,0916	0,3320	0,429	0,0101	0,459	0,0059	0,471	0,0047
Somme pluies 13 j. [mm]	114	0,1369	0,306	0,0668	48,8125	0,6039	0,471	0,0047	0,480	0,0040	0,474	0,0045
Somme pluies 15 j. [mm]	120	0,1937	0,277	0,0969	49,0444	0,8471	0,419	0,0119	0,433	0,0094	0,365	0,0287
Somme pluies 20 j. [mm]	95	0,0387	0,351	0,0353	45,5476	0,0601	0,424	0,0109	0,395	0,0178	0,303	0,0690
Neige [cm]	147	0,2633	-0,183	0,2724	47,1119	0,1605	-0,236	0,1565	-0,169	0,3106	-0,229	0,1688
Nbre j. neige 5 j. préc.	147	0,2631	-0,183	0,2722	47,1119	0,1605	-0,235	0,1580	-0,170	0,3087	-0,232	0,1645
Nbre j. neige 20 j. préc.	161	0,9817	0,020	0,9023	47,9816	0,2943	-0,099	0,5507	-0,337	0,0430	-0,410	0,0139
Ruissellement: Qj/Qm	125	0,2590	0,190	0,2551	46,3781	0,1001	0,056	0,7381	0,136	0,4138	0,118	0,4803
Température moyenne [°C]	131	0,3475	-0,197	0,2363	48,4945	0,4435	0,005	0,9759	0,366	0,0281	0,360	0,0306
Température moyenne 1 j. [°C]	127	0,2870	-0,203	0,2240	48,7065	0,5403	-0,049	0,7703	0,328	0,0491	0,239	0,1520
Température moyenne 3 j. [°C]	138	0,4616	-0,149	0,3700	49,0755	0,9376	-0,010	0,9517	0,390	0,0192	0,409	0,0140
Température moyenne 5 j. [°C]	148	0,6724	-0,094	0,5744	49,0607	0,8851	0,155	0,3514	0,538	0,0012	0,512	0,0021
Température moyenne 10 j. [°C]	149	0,6953	-0,078	0,6388	49,0198	0,8037	0,228	0,1712	0,563	0,0007	0,583	0,0005
Température moyenne 15 j. [°C]	156	0,8756	-0,028	0,8648	48,9518	0,7187	0,296	0,0758	0,616	0,0002	0,611	0,0002
Température moyenne 20 j. [°C]	161	0,9875	-0,005	0,9742	48,8318	0,6172	0,304	0,0680	0,625	0,0002	0,638	0,0001
Température moyenne 30 j. [°C]	157	0,8879	0,016	0,9219	48,6604	0,5163	0,309	0,0639	0,606	0,0003	0,610	0,0002
Température moyenne 40 j. [°C]	156	0,8632	0,027	0,8720	48,3083	0,3792	0,287	0,0856	0,570	0,0006	0,555	0,0009
Température moyenne 50 j. [°C]	158	0,9127	0,020	0,9028	48,3792	0,4020	0,324	0,0522	0,576	0,0006	0,545	0,0011
Température moyenne 60 j. [°C]	159	0,9376	0,024	0,8838	48,4152	0,4143	0,313	0,0600	0,544	0,0011	0,501	0,0026
Température moyenne 70 j. [°C]	154	0,8265	0,053	0,7491	48,3025	0,3774	0,341	0,0405	0,535	0,0013	0,490	0,0033
Température minimale [°C]	122	0,2218	-0,213	0,2019	48,7576	0,5692	-0,024	0,8864	0,350	0,0359	0,287	0,0855
Température minimale 1 j. [°C]	156	0,8632	-0,054	0,7459	49,0771	0,9465	0,136	0,4162	0,505	0,0024	0,468	0,0050
Température minimale 3 j. [°C]	159	0,9500	-0,003	0,9848	48,8169	0,6069	0,331	0,0471	0,655	<0,001	0,626	0,0002
Température minimale 5 j. [°C]	154	0,8143	0,016	0,9239	48,7324	0,5546	0,373	0,0251	0,684	<0,001	0,616	0,0002
Température minimale 10 j. [°C]	152	0,7780	0,034	0,8400	48,6247	0,4991	0,375	0,0245	0,672	<0,001	0,651	<0,001
Température minimale 15 j. [°C]	151	0,7422	0,052	0,7535	48,7974	0,5940	0,382	0,0219	0,676	<0,001	0,661	<0,001
Température minimale 20 j. [°C]	142	0,5518	0,093	0,5756	48,6178	0,4959	0,395	0,0177	0,676	<0,001	0,681	<0,001
Température minimale 30 j. [°C]	151	0,7541	0,039	0,8135	48,5981	0,4869	0,354	0,0339	0,622	0,0002	0,620	0,0002
Température minimale 40 j. [°C]	153	0,8021	0,032	0,8485	48,3756	0,4008	0,348	0,0367	0,609	0,0003	0,592	0,0004
Température minimale 50 j. [°C]	156	0,8755	0,023	0,8923	48,3464	0,3912	0,353	0,0341	0,597	0,0003	0,583	0,0005
Température minimale 60 j. [°C]	158	0,9251	0,019	0,9094	48,3992	0,4088	0,335	0,0443	0,557	0,0008	0,533	0,0014
Température minimale 70 j. [°C]	155	0,8387	0,043	0,7955	48,3793	0,4020	0,349	0,0363	0,540	0,0012	0,529	0,0015
Engrais ferme 1	150	0,1999	0,310	0,0630	47,0934	0,1585	0,258	0,1219	0,237	0,1558	0,205	0,2189
Engrais ferme 5	133	0,0978	0,367	0,0275	46,0782	0,0831	0,441	0,0081	0,287	0,0848	0,207	0,2146
Engrais ferme 20	133	0,1992	0,275	0,0987	47,2561	0,1767	0,480	0,0040	0,310	0,0630	0,112	0,5010
Clos Ister	156	0,7921	0,015	0,9276	49,0447	0,8476	-0,226	0,1754	-0,137	0,4106	0,015	0,9263
Clos Ister 1	153	0,6965	-0,088	0,5958	48,8297	0,6157	-0,129	0,4374	-0,105	0,5269	0,057	0,7328
Clos Ister 3	153	0,6968	-0,088	0,5961	48,9388	0,7055	-0,127	0,4467	-0,098	0,5565	0,065	0,6981
Clos Ister 5	144	0,4464	-0,147	0,3787	48,7066	0,5403	-0,185	0,2660	-0,111	0,5039	-0,006	0,9702
Clos Ister 7	143	0,4335	-0,150	0,3681	48,5732	0,4786	-0,186	0,2632	-0,112	0,5016	-0,008	0,9594
Clos Ister 10	151	0,6622	-0,061	0,7166	48,8231	0,6111	-0,136	0,4135	-0,033	0,8441	0,043	0,7985
Clos Ister 13	159	0,9362	0,030	0,8567	49,0593	0,8814	-0,056	0,7383	0,057	0,7338	0,097	0,5610
Clos Ister 15	144	0,5220	0,137	0,4111	48,9980	0,7725	-0,003	0,9874	0,125	0,4545	0,152	0,3631
Clos Ister 20	129	0,2399	0,257	0,1227	47,8872	0,2744	0,106	0,5263	0,230	0,1673	0,191	0,2507
Clos Ister 30	110	0,0786	0,337	0,0431	45,2694	0,0509	0,228	0,1719	0,234	0,1601	0,087	0,6020
Clos Ister 40	100	0,0382	0,372	0,0256	44,1455	0,0263	0,266	0,1101	0,279	0,0939	0,088	0,5970
Clos Ister 50	103	0,0576	0,338	0,0426	44,5524	0,0333	0,348	0,0370	0,390	0,0194	0,139	0,4050
Clos Ister 60	112	0,1099	0,279	0,0939	46,1462	0,0867	0,346	0,0381	0,451	0,0068	0,190	0,2532
Clos Ister 70	111	0,1079	0,269	0,1059	46,0807	0,0832	0,338	0,0423	0,487	0,0034	0,253	0,1283
Clos Ister 80	111	0,1061	0,261	0,1179	45,6399	0,0636	0,370	0,0263	0,572	0,0006	0,380	0,0226
ClVu	161	0,9827	0,012	0,9448	49,0775	0,9490	-0,225	0,1768	-0,149	0,3715	0,002	0,9920
ClVu 1	151	0,6774	-0,048	0,7717	48,8102	0,6024	-0,147	0,3790	-0,074	0,6553	0,032	0,8457
ClVu 3	149	0,6176	-0,066	0,6921	48,9215	0,6891	-0,124	0,4584	-0,053	0,7509	0,047	0,7780
ClVu 5	160	0,9681	0,036	0,8285	49,0592	0,8811	-0,031	0,6516	0,035	0,8340	0,065	0,6957
ClVu 7	161	> 9999	0,045	0,7890	49,0800	0,9687	-0,008	0,9593	0,054	0,7450	0,067	0,6855
ClVu 10	150	0,6559	0,148	0,3730	48,9476	0,7143	0,057	0,7309	0,154	0,3551	0,131	0,4314
ClVu 13	141	0,4627	0,194	0,2434	48,6395	0,5061	0,153	0,3600	0,141	0,3983	0,069	0,6768
ClVu 15	126	0,2110	0,271	0,1042	48,1754	0,3411	0,198	0,2356	0,191	0,2512	0,108	0,5180
ClVu 20	120	0,1486	0,309	0,0641	46,8961	0,1393	0,237	0,1543	0,227	0,1727	0,117	0,4809
ClVu 30	103	0,0478	0,385	0,0209	44,7164	0,0367	0,299	0,0730	0,257	0,1224	0,058	0,7262
ClVu 40	87	0,0127	0,449	0,0071	43,4897	0,0180	0,350	0,0356	0,324	0,0522	0,107	0,5199
ClVu 50	98	0,0409	0,369	0,0270	44,2753	0,0284	0,376	0,0241	0,406	0,0149	0,123	0,4615
ClVu 60	97	0,0389	0,364	0,0288	45,6988	0,0659	0,390	0,0194	0,459	0,0058	0,198	0,2359
ClVu 70	98	0,0429	0,345	0,0385	44,7835	0,0382	0,413	0,0133	0,524	0,0017	0,258	0,1210
ClVu 80	102	0,0571	0,317	0,0575	44,8001	0,0385	0,432	0,0095	0,597	0,0003	0,361	0,0301
ClVuBH	146	0,5191	0,111	0,5052	48,7682	0,5756	-0,107	0,5214	-0,062	0,7083	0,020	0,9055
ClVuBH 1	155	0,8029	-0,021	0,9008	48,9580	0,7251	-0,117	0,4826	-0,053	0,7524	0,050	0,7627
ClVuBH 3	161	0,9845	0,014	0,9345	49,0663	0,9014	-0,114	0,4939	-0,029	0,8620	0,035	0,8329
ClVuBH 5	161	0,9854	0,036	0,8304	49,0228	0,8085	-0,020	0,9023	0,057	0,7345	0,080	0,6313
ClVuBH 7	154	0,8014	-0,004	0,9787	48,9740	0,7429	-0,048	0,7737	0,059	0,7223	0,033	0,8432
ClVuBH 10	148	0,6398	0,139	0,4045	48,9417	0,7084	0,055	0,7436	0,169	0,3118	0,082	0,6227
ClVuBH 13	135	0,3824	0,208	0,2126	48,5856	0,4812	0,180	0,2792	0,254	0,1275	0,136	0,4152
ClVuBH 15	122	0,2022	0,277	0,0970	47,9638	0,2904	0,247	0,1382	0,302	0,0696	0,153	0,3583
ClVuBH 20	131	0,3255	0,234	0,1612	47,9737	0,2925	0,320	0,0548	0,331	0,0471	0,160	0,3386

	Germes pathogènes						Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
CFuVBH 30	112	0,1140	0,326	0,0502	46,9607	0,1453	0,432	0,0095	0,441	0,0082	0,225	0,1772
CFuVBH 40	99	0,0476	0,374	0,0248	46,0307	0,0807	0,428	0,0103	0,487	0,0035	0,213	0,2006
CFuVBH 50	92	0,0284	0,399	0,0168	44,8168	0,0389	0,466	0,0052	0,585	0,0004	0,324	0,0518
CFuVBH 60	99	0,0494	0,355	0,0333	45,7663	0,0686	0,489	0,0034	0,628	0,0002	0,353	0,0343
CFuVBH 70	111	0,1122	0,285	0,0869	46,8734	0,1373	0,492	0,0031	0,659	<0,001	0,355	0,0331
CFuVBH 80	109	0,0986	0,284	0,0882	46,9925	0,1484	0,498	0,0028	0,701	<0,001	0,441	0,0082
CFuVBHVa	148	0,6524	0,106	0,5237	49,0662	0,9012	0,173	0,2997	0,235	0,1578	0,292	0,0800
CFuVBHVa 1	155	0,8325	0,012	0,9434	48,8356	0,6199	0,128	0,4422	0,194	0,2433	0,304	0,0684
CFuVBHVa 3	157	0,8780	0,057	0,7330	49,0668	0,9031	0,093	0,5767	0,196	0,2406	0,301	0,0709
CFuVBHVa 5	149	0,6861	0,117	0,4827	49,0790	0,9593	0,114	0,4922	0,241	0,1477	0,302	0,0701
CFuVBHVa 7	153	0,7772	0,098	0,5560	49,0725	0,9240	0,095	0,5680	0,240	0,1505	0,281	0,0916
CFuVBHVa 10	138	0,4387	0,179	0,2840	48,7924	0,5907	0,161	0,3336	0,302	0,0695	0,310	0,0627
CFuVBHVa 13	119	0,1712	0,272	0,1022	47,9997	0,2983	0,281	0,0923	0,367	0,0278	0,328	0,0494
CFuVBHVa 15	116	0,1428	0,285	0,0873	47,4224	0,1977	0,292	0,0794	0,376	0,0242	0,315	0,0586
CFuVBHVa 20	118	0,1637	0,283	0,0900	47,6694	0,2347	0,329	0,0487	0,405	0,0151	0,281	0,0921
CFuVBHVa 30	109	0,0975	0,318	0,0564	47,0865	0,1578	0,329	0,0483	0,426	0,0106	0,230	0,1674
CFuVBHVa 40	101	0,0577	0,358	0,0319	47,1214	0,1615	0,408	0,0144	0,509	0,0023	0,256	0,1249
CFuVBHVa 50	97	0,0443	0,372	0,0255	46,2630	0,0932	0,473	0,0046	0,595	0,0004	0,306	0,0664
CFuVBHVa 60	90	0,0257	0,398	0,0171	45,7288	0,0671	0,514	0,0020	0,629	0,0002	0,357	0,0324
CFuVBHVa 70	98	0,0476	0,340	0,0411	46,7702	0,1284	0,510	0,0022	0,650	<0,001	0,393	0,0185
CFuVBHVa 80	109	0,0987	0,284	0,0883	47,4316	0,1990	0,517	0,0019	0,689	<0,001	0,461	0,0057
CFuVBHVaVo	138	0,4482	0,149	0,3725	48,8822	0,6552	0,152	0,3610	0,277	0,0959	0,299	0,0726
CFuVBHVaVo 1	155	0,8431	0,067	0,6855	49,0570	0,8754	0,137	0,4110	0,258	0,1215	0,317	0,0569
CFuVBHVaVo 3	148	0,6683	0,093	0,5771	48,9338	0,7007	0,105	0,5286	0,242	0,1470	0,292	0,0800
CFuVBHVaVo 5	142	0,5379	0,139	0,4053	48,9210	0,6886	0,163	0,3273	0,310	0,0627	0,350	0,0358
CFuVBHVaVo 7	148	0,6735	0,105	0,5270	48,8606	0,6383	0,121	0,4661	0,284	0,0882	0,319	0,0555
CFuVBHVaVo 10	133	0,3556	0,194	0,2445	48,5303	0,4578	0,186	0,2657	0,341	0,0406	0,346	0,0381
CFuVBHVaVo 13	125	0,2533	0,234	0,1594	48,3607	0,3959	0,312	0,0610	0,440	0,0083	0,345	0,0385
CFuVBHVaVo 15	124	0,2340	0,239	0,1520	48,1380	0,3313	0,328	0,0489	0,432	0,0095	0,338	0,0428
CFuVBHVaVo 20	119	0,1789	0,270	0,1046	47,8580	0,2687	0,349	0,0363	0,456	0,0062	0,298	0,0741
CFuVBHVaVo 30	100	0,0544	0,355	0,0329	46,4460	0,1045	0,419	0,0120	0,502	0,0026	0,304	0,0680
CFuVBHVaVo 40	99	0,0510	0,356	0,0329	46,2618	0,0931	0,464	0,0054	0,571	0,0006	0,330	0,0476
CFuVBHVaVo 50	101	0,0594	0,344	0,0393	46,2259	0,0910	0,486	0,0035	0,614	0,0002	0,361	0,0304
CFuVBHVaVo 60	99	0,0514	0,339	0,0417	46,5358	0,1106	0,502	0,0026	0,638	0,0001	0,394	0,0180
CFuVBHVaVo 70	106	0,0811	0,300	0,0718	47,4861	0,2065	0,512	0,0021	0,664	<0,001	0,433	0,0094
CFuVBHVaVo 80	118	0,1716	0,231	0,1663	47,9589	0,2893	0,496	0,0029	0,673	<0,001	0,492	0,0031
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	87	0,0195	0,434	0,0092					0,775	<0,001	0,721	<0,001
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	79	0,0095	0,478	0,0041			0,775	<0,001			0,721	<0,001
Entérocoques [/100 ml]	92	0,0291	0,383	0,0217			0,569	0,0006	0,721	<0,001		
Température eau [°C]	147	0,6605	0,125	0,4525			0,325	0,0511	0,325	0,0511	0,273	0,1010
Conductivité [µs/cm]	156	0,8755	0,006	0,9735			0,349	0,0361	0,407	0,0145	0,239	0,1523
Hauteur d'eau [cm]	93	0,0624	0,363	0,0319			0,437	0,0097	0,246	0,1455	0,149	0,3785
Débit mesuré [l/min]	108	0,1664	0,369	0,0291			0,465	0,0060	0,264	0,1184	0,162	0,3387
Dureté totale [°f]	157	0,9000	0,048	0,7733			0,316	0,0579	0,338	0,0427	0,291	0,0805
Dureté pass. [mg/l HCO3]	138	0,4713	-0,130	0,4370			0,258	0,1223	0,336	0,0435	0,378	0,0233
Calcium [mg/l Ca]	147	0,6610	0,097	0,5609			0,398	0,0168	0,387	0,0203	0,362	0,0298
Chlorures [mg/l Cl]	140	0,5047	0,132	0,4294			-0,005	0,9770	-0,044	0,7916	-0,180	0,2813
Nitrates [mg/l NO3]	148	0,6827	-0,075	0,6526			-0,094	0,5740	-0,249	0,1355	-0,044	0,7919
Sulfates [mg/l SO4]	146	0,6266	-0,059	0,7234			0,121	0,4687	0,018	0,9151	-0,006	0,9722

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, source du Confluent

	Germes pathogènes						Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (liens=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies (mm)	0	> .9999	0,000	> .9999	11,8392	0,4903	0,230	0,3569	-0,151	0,5470	0,065	0,7945
Pluies 1 j. [mm]	-2	0,0548	0,480	0,0548	9,9552	0,1245	0,135	0,5893	-0,065	0,7938	-0,060	0,8103
Somme pluies 3 j. [mm]	-1	0,1786	0,336	0,1786	10,5392	0,1826	0,200	0,4246	0,035	0,8880	0,201	0,4215
Somme pluies 5 j. [mm]	-1	0,2319	0,299	0,2319	10,9495	0,2426	0,186	0,4567	0,058	0,8170	0,179	0,4741
Somme pluies 7 j. [mm]	-1	0,2964	0,261	0,2964	11,3645	0,3296	0,228	0,3627	0,147	0,5553	0,234	0,3502
Somme pluies 10 j. [mm]	-1	0,5507	0,149	0,5507	11,8151	0,4795	0,145	0,5615	0,099	0,6935	0,190	0,4482
Somme pluies 13 j. [mm]	0	0,6547	0,112	0,6547	11,6850	0,4273	0,070	0,7793	0,082	0,7443	0,183	0,4651
Somme pluies 15 j. [mm]	0	0,7656	0,075	0,7656	12,0096	0,5804	0,134	0,5920	0,172	0,4919	0,163	0,5134
Somme pluies 20 j. [mm]	-1	0,4561	0,186	0,4561	11,8286	0,4854	0,086	0,7307	0,074	0,7672	0,114	0,6485
Neige [cm]	-1	0,5945	-0,133	0,5945	11,7807	0,4647	-0,026	0,9161	0,240	0,3379	-0,292	0,2433
Nbre jours neige 5 jours préc.	-1	0,5938	-0,133	0,5938	11,7806	0,4647	0,000	> .9999	0,248	0,3213	-0,292	0,2423
Nbre jours neige 20 jours préc.	0	0,3546	-0,231	0,3546	10,8142	0,2205	-0,261	0,2964	-0,188	0,4509	-0,507	0,0424
Ruissellement: Qj/Qm	0	0,8814	-0,037	0,8814	11,8153	0,4795	0,160	0,5224	-0,276	0,2694	-0,162	0,5167
Température moyenne [°C]	-1	0,4561	0,186	0,4561	11,4626	0,3558	0,193	0,4401	0,379	0,1297	0,531	0,0335
Température moyenne 1 j. [°C]	0	0,6547	0,112	0,6547	12,1548	0,6888	0,122	0,6264	0,388	0,1211	0,445	0,0752
Température moyenne 3 j. [°C]	-1	0,3708	0,224	0,3708	11,3058	0,3150	0,285	0,2537	0,398	0,1110	0,501	0,0449
Température moyenne 5 j. [°C]	-1	0,2330	0,298	0,2330	10,3030	0,1560	0,311	0,2135	0,393	0,1163	0,533	0,0331
Température moyenne 10 j. [°C]	-2	0,0736	0,447	0,0736	8,5226	0,0515	0,359	0,1511	0,510	0,0412	0,704	0,0048
Température moyenne 15 j. [°C]	-2	0,0736	0,447	0,0736	7,7604	0,0328	0,404	0,1057	0,542	0,0302	0,741	0,0030
Température moyenne 20 j. [°C]	-2	0,0369	0,522	0,0369	5,8442	0,0110	0,406	0,1047	0,523	0,0364	0,758	0,0024
Température moyenne 30 j. [°C]	-2	0,0440	0,503	0,0440	4,6668	0,0057	0,384	0,1242	0,521	0,0370	0,752	0,0026
Température moyenne 40 j. [°C]	-2	0,0526	0,484	0,0526	6,8129	0,0190	0,345	0,1671	0,527	0,0351	0,715	0,0042
Température moyenne 50 j. [°C]	-1	0,1360	0,373	0,1360	9,5845	0,0534	0,259	0,2995	0,574	0,0216	0,688	0,0059
Température moyenne 60 j. [°C]	-1	0,1360	0,373	0,1360	9,2638	0,0807	0,224	0,3708	0,558	0,0256	0,692	0,0056
Température moyenne 70 j. [°C]	-1	0,1360	0,373	0,1360	9,6525	0,1027	0,207	0,4088	0,556	0,0262	0,721	0,0039
Température minimale [°C]	-1	0,5503	0,149	0,5503	11,8722	0,5057	0,185	0,4585	0,477	0,0561	0,538	0,0314
Température minimale 1 j. [°C]	-1	0,1794	0,336	0,1794	11,1930	0,2894	0,245	0,3275	0,503	0,0441	0,549	0,0281
Température minimale 3 j. [°C]	-1	0,1358	0,373	0,1358	9,8858	0,1191	0,390	0,1188	0,434	0,0828	0,646	0,0098
Température minimale 5 j. [°C]	-2	0,1011	0,410	0,1011	8,8849	0,0640	0,356	0,1539	0,455	0,0686	0,673	0,0071
Température minimale 10 j. [°C]	-2	0,0526	0,484	0,0526	7,4931	0,0281	0,397	0,1122	0,507	0,0427	0,761	0,0023
Température minimale 15 j. [°C]	-2	0,0525	0,485	0,0525	6,2248	0,0136	0,437	0,0803	0,530	0,0339	0,761	0,0023
Température minimale 20 j. [°C]	-2	0,0368	0,522	0,0368	4,5630	0,0054	0,436	0,0811	0,510	0,0413	0,748	0,0028
Température minimale 30 j. [°C]	-2	0,0622	0,466	0,0622	6,1505	0,0130	0,338	0,1761	0,524	0,0361	0,743	0,0029
Température minimale 40 j. [°C]	-2	0,0735	0,447	0,0735	7,2973	0,0251	0,336	0,1792	0,587	0,0188	0,743	0,0029
Température minimale 50 j. [°C]	-2	0,1171	0,392	0,1171	8,3636	0,0468	0,277	0,2680	0,621	0,0130	0,740	0,0031
Température minimale 60 j. [°C]	-2	0,1011	0,410	0,1011	8,8539	0,0628	0,227	0,3630	0,572	0,0222	0,732	0,0034
Température minimale 70 j. [°C]	-1	0,1358	0,373	0,1358	9,4480	0,0904	0,205	0,4127	0,580	0,0202	0,732	0,0034
Engrais ferme 1	i	i	i	i	12,3152		i	i	i	i	i	i
Engrais ferme 5	i	i	i	i	12,3152		i	i	i	i	i	i
Engrais ferme 20	0	0,7150	-0,091	0,7150	12,0572	0,6115	0,026	0,9185	0,209	0,4033	0,229	0,3603
Ma	-2	0,0187	0,588	0,0187	3,8452	0,0036	0,372	0,1369	0,647	0,0096	0,735	0,0033
Ma 1	-2	0,0765	0,443	0,0765	8,3182	0,0456	0,336	0,1790	0,601	0,0162	0,674	0,0070
Ma 3	-2	0,0765	0,443	0,0765	8,3182	0,0456	0,336	0,1790	0,601	0,0162	0,674	0,0070
Ma 5	-2	0,0869	0,428	0,0869	8,3226	0,0457	0,260	0,2993	0,595	0,0174	0,634	0,0112
Ma 7	-2	0,0952	0,417	0,0952	8,3504	0,0465	0,248	0,3205	0,647	0,0096	0,679	0,0066
Ma 10	-2	0,1311	0,377	0,1311	8,7592	0,0593	0,206	0,4105	0,628	0,0120	0,610	0,0147
Ma 13	-1	0,1543	0,356	0,1543	9,3788	0,0866	0,178	0,4761	0,617	0,0136	0,569	0,0230
Ma 15	-1	0,1543	0,356	0,1543	9,5917	0,0989	0,178	0,4761	0,617	0,0136	0,569	0,0230
Ma 20	-1	0,1795	0,336	0,1795	9,8131	0,1137	0,143	0,5684	0,587	0,0189	0,537	0,0318
Ma 30	-1	0,4864	0,174	0,4864	10,2146	0,1472	0,033	0,8965	0,593	0,0176	0,533	0,0331
Ma 40	-1	0,5875	0,136	0,5875	10,7008	0,2039	0,042	0,8660	0,608	0,0151	0,549	0,0281
Ma 50	0	0,7572	0,077	0,7572	10,9956	0,2507	0,101	0,6852	0,642	0,0102	0,683	0,0063
Ma 60	0	0,6431	0,116	0,6431	11,1420	0,2788	0,122	0,6248	0,655	0,0088	0,728	0,0036
Ma 70	-1	0,5422	0,152	0,5422	11,3088	0,3158	0,039	0,8762	0,647	0,0097	0,679	0,0066
Ma 80	-1	0,5419	0,152	0,5419	11,3999	0,3387	0,018	0,9439	0,607	0,0152	0,663	0,0080
Au	-1	0,5938	-0,133	0,5938	11,7806	0,4647	0,224	0,3696	0,534	0,0327	0,543	0,0299
Au 1	-1	0,5938	-0,133	0,5938	11,7806	0,4647	0,224	0,3696	0,534	0,0327	0,543	0,0299
Au 3	-1	0,5008	-0,168	0,5008	11,4835	0,3618	0,214	0,3925	0,589	0,0184	0,608	0,0151
Au 5	-1	0,5008	-0,168	0,5008	11,4837	0,3619	0,214	0,3925	0,589	0,0184	0,608	0,0151
Au 7	-1	0,5008	-0,168	0,5008	11,4837	0,3618	0,214	0,3925	0,589	0,0184	0,608	0,0151
Au 10	-1	0,5014	-0,168	0,5014	11,4837	0,3618	0,217	0,3851	0,592	0,0179	0,609	0,0149
Au 13	-1	0,5014	-0,168	0,5014	11,4835	0,3618	0,217	0,3851	0,592	0,0179	0,609	0,0149
Au 15	-1	0,5014	-0,168	0,5014	11,4839	0,3619	0,217	0,3851	0,592	0,0179	0,609	0,0149
Au 20	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,9145	0,5268	0,304	0,2241	0,704	0,0048	0,764	0,0022
Au 30	-1	0,3166	0,250	0,3166	11,4188	0,3438	0,317	0,2046	0,704	0,0048	0,775	0,0019
Au 40	-1	0,4052	0,208	0,4052	11,2263	0,2967	0,291	0,2451	0,750	0,0027	0,814	0,0011
Au 50	-1	0,4854	0,174	0,4854	11,4564	0,3541	0,171	0,4936	0,709	0,0046	0,725	0,0038
Au 60	-1	0,5591	0,146	0,5591	11,7199	0,4404	0,106	0,6716	0,560	0,0250	0,686	0,0060
Au 70	-1	0,5591	0,146	0,5591	11,9293	0,5345	0,106	0,6716	0,560	0,0250	0,686	0,0060
Au 80	0	0,7381	0,084	0,7381	12,0616	0,6146	0,072	0,7722	0,479	0,0554	0,644	0,0100
To	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,9632	0,5530	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 1	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,9632	0,5530	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 3	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,9632	0,5530	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 5	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,9632	0,5530	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 7	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,9632	0,5530	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 10	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,7896	0,4685	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 13	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,7141	0,4382	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 15	-1	0,5479	0,150	0,5479	11,6765	0,4242	0,320	0,2000	0,725	0,0037	0,782	0,0018
To 20	0	0,6438	0,116	0,6438	11,7301	0,4443	0,194	0,4366	0,678	0,0067	0,687	0,0060

	Germes pathogènes						Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
To 30	-1	0,4854	0,174	0,4854	11,8602	0,5000	0,171	0,4936	0,709	0,0046	0,725	0,0038
To 40	-1	0,4854	0,174	0,4854	11,8991	0,5189	0,171	0,4936	0,709	0,0046	0,725	0,0038
To 50	-1	0,5591	0,146	0,5591	11,9742	0,5593	0,178	0,4776	0,631	0,0117	0,772	0,0020
To 60	-1	0,5591	0,146	0,5591	12,0543	0,6095	0,120	0,6320	0,573	0,0219	0,705	0,0048
To 70	-1	0,5591	0,146	0,5591	12,0892	0,6345	0,120	0,6320	0,573	0,0219	0,705	0,0048
To 80	-1	0,5591	0,146	0,5591	12,1399	0,6755	0,106	0,6716	0,503	0,0443	0,680	0,0065
MaTo	-2	0,1328	0,376	0,1328	9,7716	0,1107	0,344	0,1693	0,703	0,0049	0,754	0,0026
MaTo 1	-1	0,1818	0,334	0,1818	8,6372	0,0551	0,313	0,2104	0,708	0,0046	0,721	0,0039
MaTo 3	-2	0,1328	0,376	0,1328	9,9997	0,1281	0,344	0,1693	0,703	0,0049	0,754	0,0026
MaTo 5	-1	0,1460	0,363	0,1460	10,0886	0,1357	0,268	0,2842	0,694	0,0055	0,711	0,0044
MaTo 7	-1	0,1563	0,354	0,1563	10,2805	0,1537	0,257	0,3049	0,743	0,0029	0,754	0,0025
MaTo 10	-1	0,1807	0,335	0,1807	10,1382	0,1401	0,245	0,3274	0,749	0,0027	0,742	0,0030
MaTo 13	-1	0,2080	0,315	0,2080	10,1263	0,1390	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaTo 15	-1	0,2080	0,315	0,2080	10,1148	0,1380	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaTo 20	-1	0,2706	0,275	0,2706	10,1489	0,1411	0,189	0,4500	0,744	0,0029	0,699	0,0052
MaTo 30	-1	0,2166	0,309	0,2166	10,4563	0,1728	0,177	0,4788	0,708	0,0046	0,755	0,0025
MaTo 40	-1	0,2166	0,309	0,2166	10,7634	0,2129	0,182	0,4663	0,712	0,0044	0,773	0,0020
MaTo 50	-1	0,2796	0,270	0,2796	10,9222	0,2501	0,172	0,4916	0,682	0,0063	0,780	0,0018
MaTo 60	-1	0,2796	0,270	0,2796	11,2018	0,2914	0,127	0,6104	0,611	0,0146	0,734	0,0033
MaTo 70	-1	0,2861	0,267	0,2861	11,3984	0,3383	0,079	0,7515	0,643	0,0101	0,724	0,0038
MaTo 80	-1	0,3217	0,248	0,3217	11,5681	0,3874	0,054	0,8288	0,578	0,0208	0,694	0,0055
MaAuTo	-2	0,1328	0,376	0,1328	10,1815	0,1441	0,344	0,1693	0,703	0,0049	0,754	0,0026
MaAuTo 1	-2	0,1328	0,376	0,1328	10,3774	0,1639	0,344	0,1693	0,703	0,0049	0,754	0,0026
MaAuTo 3	-2	0,1328	0,376	0,1328	10,3920	0,1655	0,344	0,1693	0,703	0,0049	0,754	0,0026
MaAuTo 5	-1	0,1460	0,363	0,1460	10,4912	0,1768	0,268	0,2842	0,694	0,0055	0,711	0,0044
MaAuTo 7	-1	0,1563	0,354	0,1563	10,6752	0,2003	0,257	0,3049	0,743	0,0029	0,754	0,0025
MaAuTo 10	-1	0,1807	0,335	0,1807	10,5308	0,1816	0,245	0,3274	0,749	0,0027	0,742	0,0030
MaAuTo 13	-1	0,2080	0,315	0,2080	10,4796	0,1755	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaAuTo 15	-1	0,2080	0,315	0,2080	10,4595	0,1731	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaAuTo 20	-1	0,2706	0,275	0,2706	10,3055	0,1563	0,189	0,4500	0,744	0,0029	0,699	0,0052
MaAuTo 30	-1	0,2166	0,309	0,2166	10,4481	0,1718	0,177	0,4788	0,708	0,0046	0,755	0,0025
MaAuTo 40	-1	0,2166	0,309	0,2166	10,6948	0,2030	0,182	0,4663	0,712	0,0044	0,773	0,0020
MaAuTo 50	-1	0,2796	0,270	0,2796	10,9258	0,2385	0,177	0,4788	0,688	0,0060	0,783	0,0017
MaAuTo 60	-1	0,2796	0,270	0,2796	11,1864	0,2880	0,120	0,6320	0,604	0,0156	0,720	0,0040
MaAuTo 70	-1	0,2861	0,267	0,2861	11,4158	0,3430	0,079	0,7515	0,643	0,0101	0,724	0,0038
MaAuTo 80	-1	0,3606	0,229	0,3606	11,5990	0,3974	0,046	0,8525	0,572	0,0220	0,686	0,0060
MaFoLéAuTo	-2	0,1331	0,376	0,1331	8,6962	0,0571	0,345	0,1679	0,705	0,0048	0,753	0,0026
MaFoLéAuTo 1	-1	0,1818	0,334	0,1818	8,9552	0,0668	0,317	0,2045	0,713	0,0043	0,727	0,0036
MaFoLéAuTo 3	-1	0,1818	0,334	0,1818	8,9552	0,0668	0,317	0,2045	0,713	0,0043	0,727	0,0036
MaFoLéAuTo 5	-1	0,1966	0,323	0,1966	9,0010	0,0687	0,242	0,3326	0,703	0,0049	0,685	0,0061
MaFoLéAuTo 7	-1	0,2080	0,315	0,2080	9,1068	0,0733	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaFoLéAuTo 10	-1	0,2080	0,315	0,2080	9,3461	0,0849	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaFoLéAuTo 13	-1	0,2080	0,315	0,2080	9,5246	0,0948	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaFoLéAuTo 15	-1	0,2080	0,315	0,2080	9,5853	0,0985	0,232	0,3541	0,753	0,0026	0,729	0,0035
MaFoLéAuTo 20	-1	0,2080	0,315	0,2080	9,8207	0,1142	0,223	0,3733	0,744	0,0029	0,723	0,0038
MaFoLéAuTo 30	-1	0,2166	0,309	0,2166	10,3086	0,1566	0,177	0,4788	0,708	0,0046	0,755	0,0025
MaFoLéAuTo 40	-1	0,2166	0,309	0,2166	10,6515	0,1971	0,182	0,4663	0,712	0,0044	0,773	0,0020
MaFoLéAuTo 50	-1	0,2796	0,270	0,2796	10,8899	0,2325	0,172	0,4916	0,682	0,0063	0,780	0,0018
MaFoLéAuTo 60	-1	0,2796	0,270	0,2796	11,0842	0,2672	0,115	0,6466	0,599	0,0166	0,717	0,0041
MaFoLéAuTo 70	-1	0,2861	0,267	0,2861	11,2553	0,3032	0,079	0,7515	0,643	0,0101	0,724	0,0038
MaFoLéAuTo 80	-1	0,2861	0,267	0,2861	11,4020	0,3393	0,062	0,8055	0,583	0,0198	0,702	0,0050
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	-2	0,0728	0,449	0,0728			1,000	<0,001	0,296	0,2360	0,492	0,0489
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	-1	0,4014	0,210	0,4014			0,296	0,2360	1,000	<0,001	0,629	0,0119
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	-2	0,0299	0,543	0,0299			0,492	0,0489	0,629	0,0119	1,000	<0,001
Température eau [°C]	-2	0,0992	0,412	0,0992			0,366	0,1433	0,366	0,1428	0,534	0,0326
Conductivité [µs/cm]	0	0,7653	0,075	0,7653			-0,212	0,3971	0,118	0,6368	0,014	0,9540
Hauteur d'eau [cm]	-1	0,4795	0,224	0,4795			0,373	0,2385	-0,115	0,7162	-0,005	0,9875
Débit [l/min]	-1	0,4795	0,224	0,4795			0,373	0,2385	-0,115	0,7162	-0,005	0,9875
Dureté totale [°f]	0	0,9404	0,019	0,9404			-0,189	0,4505	0,203	0,4164	-0,003	0,9890
Alcalinité [mg/l HCO3]	0	0,6547	0,112	0,6547			-0,068	0,7868	0,097	0,6993	0,177	0,4786
Calcium [mg/l Ca]	0	0,8814	0,037	0,8814			-0,385	0,1239	-0,004	0,9880	-0,076	0,7602
Chlorures [mg/l Cl]	-1	0,3655	0,226	0,3655			0,025	0,9188	-0,044	0,8610	-0,035	0,8873
Nitrates [mg/l NO3]	0	0,8813	0,037	0,8813			-0,078	0,7544	-0,666	0,0077	-0,417	0,0955
Sulfates [mg/l SO4]	0	0,7092	-0,093	0,7092			-0,213	0,3947	0,178	0,4759	0,012	0,9627

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, source du Brassus

	Germes pathogènes						Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Mann-Whitney		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	U	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	25	0,2215	0,205	0,3985	22,4925	0,2110	0,151	0,5470	0,240	0,3219	0,124	0,6104
Pluies 1 j. [mm]	30	0,4414	0,257	0,2892	22,6786	0,2404	0,443	0,0766	0,300	0,2166	0,390	0,1074
Somme pluies 3 j. [mm]	35	0,7513	0,166	0,4935	23,7940	0,6081	0,497	0,0467	0,565	0,0199	0,571	0,0186
Somme pluies 5 j. [mm]	24	0,1891	0,422	0,0816	22,3631	0,1931	0,523	0,0366	0,514	0,0341	0,556	0,0219
Somme pluies 7 j. [mm]	22	0,1236	0,440	0,0696	20,7845	0,0705	0,539	0,0311	0,481	0,0474	0,523	0,0312
Somme pluies 10 j. [mm]	19	0,0774	0,482	0,0467	19,7145	0,0372	0,640	0,0105	0,656	0,0068	0,642	0,0081
Somme pluies 13 j. [mm]	22	0,1351	0,402	0,0974	20,0630	0,0457	0,598	0,0168	0,592	0,0146	0,621	0,0104
Somme pluies 15 j. [mm]	24	0,1891	0,357	0,1409	21,1301	0,0871	0,587	0,0188	0,608	0,0122	0,629	0,0096
Somme pluies 20 j. [mm]	28	0,3416	0,312	0,1980	22,4478	0,2046	0,542	0,0300	0,529	0,0290	0,533	0,0280
Neige [cm]	36	0,8209	0,221	0,3625	23,4111	0,4216	-0,407	0,1035	-0,393	0,1055	-0,372	0,1255
Nbre jours neige 5 jours préc.	38	0,9278	0,071	0,7695	24,0452	0,9137	-0,430	0,0854	-0,443	0,0675	-0,374	0,1234
Nbre jours neige 20 jours préc.	36	0,7859	0,027	0,9120	23,9894	0,7950	-0,400	0,1095	-0,645	0,0079	-0,544	0,0248
Ruissellement: Qj/Qm	21	0,1130	0,480	0,0478	19,7873	0,0388	0,423	0,0903	0,238	0,3265	0,345	0,1543
Température moyenne [°C]	31	0,4970	0,105	0,6637	23,9296	0,7212	0,257	0,3032	0,480	0,0478	0,233	0,3377
Température moyenne 1 j. [°C]	27	0,2771	0,183	0,4510	23,3960	0,4162	0,337	0,1782	0,570	0,0188	0,346	0,1535
Température moyenne 3 j. [°C]	32	0,5561	0,110	0,6502	23,9065	0,6981	0,432	0,0839	0,728	0,0027	0,569	0,0189
Température moyenne 5 j. [°C]	38	0,9639	0,008	0,9727	24,0343	0,8803	0,385	0,1238	0,752	0,0019	0,599	0,0136
Température moyenne 10 j. [°C]	36	0,8209	-0,050	0,8375	24,0534	0,9526	0,315	0,2071	0,691	0,0044	0,571	0,0186
Température moyenne 15 j. [°C]	34	0,6836	0,091	0,7073	24,0066	0,8225	0,475	0,0576	0,824	0,0007	0,719	0,0030
Température moyenne 20 j. [°C]	36	0,8209	0,034	0,8876	24,0289	0,8670	0,433	0,0830	0,772	0,0015	0,656	0,0069
Température moyenne 30 j. [°C]	34	0,6507	0,087	0,7199	23,8447	0,6450	0,503	0,0441	0,806	0,0009	0,767	0,0016
Température moyenne 40 j. [°C]	29	0,3896	0,183	0,4496	23,3668	0,4061	0,552	0,0274	0,812	0,0008	0,747	0,0021
Température moyenne 50 j. [°C]	28	0,3416	0,212	0,3826	23,0587	0,3177	0,496	0,0471	0,758	0,0018	0,706	0,0036
Température moyenne 60 j. [°C]	28	0,3416	0,205	0,3990	22,5629	0,2216	0,462	0,0645	0,714	0,0032	0,661	0,0064
Température moyenne 70 j. [°C]	23	0,1473	0,323	0,1829	21,9356	0,1453	0,539	0,0311	0,718	0,0031	0,668	0,0059
Température minimale [°C]	24	0,1743	0,296	0,2226	23,5765	0,4882	0,335	0,1807	0,551	0,0230	0,321	0,1861
Température minimale 1 j. [°C]	25	0,2215	0,216	0,3723	22,9068	0,2835	0,354	0,1562	0,524	0,0307	0,307	0,2056
Température minimale 3 j. [°C]	31	0,4970	0,138	0,5682	23,6910	0,5452	0,430	0,0855	0,730	0,0026	0,563	0,0203
Température minimale 5 j. [°C]	37	0,8919	0,031	0,8991	24,0035	0,8171	0,353	0,1577	0,751	0,0020	0,595	0,0141
Température minimale 10 j. [°C]	38	0,9639	-0,015	0,9495	23,9988	0,8094	0,348	0,1636	0,729	0,0027	0,591	0,0148
Température minimale 15 j. [°C]	34	0,6507	0,105	0,6659	23,8203	0,6266	0,469	0,0608	0,840	0,0005	0,739	0,0023
Température minimale 20 j. [°C]	36	0,8209	0,040	0,8683	23,8827	0,6764	0,385	0,1240	0,767	0,0016	0,649	0,0075
Température minimale 30 j. [°C]	33	0,5869	0,102	0,6731	23,6883	0,5437	0,493	0,0485	0,796	0,0010	0,745	0,0021
Température minimale 40 j. [°C]	30	0,4414	0,161	0,5068	23,2151	0,3589	0,515	0,0392	0,798	0,0010	0,732	0,0026
Température minimale 50 j. [°C]	29	0,3896	0,189	0,4351	22,8073	0,2636	0,499	0,0460	0,758	0,0018	0,707	0,0035
Température minimale 60 j. [°C]	26	0,2390	0,260	0,2843	22,2432	0,1781	0,530	0,0342	0,735	0,0024	0,685	0,0047
Température minimale 70 j. [°C]	20	0,0938	0,381	0,1164	21,4966	0,1096	0,599	0,0166	0,741	0,0022	0,695	0,0042
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	14	0,0404	0,496	0,0470					0,747	0,0028	0,755	0,0025
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	26	0,2576	0,287	0,2365			0,747	0,0028			0,936	0,0001
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	26	0,2576	0,306	0,2073			0,755	0,0025	0,936	0,0001		
Température eau [°C]	35	0,7513	-0,034	0,8880			-0,010	0,9682	0,259	0,2849	0,070	0,7730
Conductivité [µs/cm]	23	0,1473	0,246	0,3114			0,244	0,3282	0,468	0,0538	0,290	0,2310
Hauteur d'eau [cm]	26	0,4817	0,256	0,3057			0,592	0,0218	0,262	0,2953	0,374	0,1342
Débits [l/sec]	15	0,0807	0,547	0,0342			0,640	0,0166	0,247	0,3394	0,304	0,2397
Dureté totale [°f]	19	0,1073	0,295	0,2378			0,441	0,0878	0,514	0,0398	0,375	0,1331
Alcalinité [mg/l HCO3]	22	0,2046	0,191	0,4450			0,391	0,1299	0,606	0,0154	0,401	0,1087
Calcium [mg/l Ca]	26	0,3798	0,151	0,5463			0,602	0,0196	0,707	0,0047	0,563	0,0243
Chlorures [mg/l Cl]	34	0,8836	-0,028	0,9094			-0,557	0,0311	-0,580	0,0204	-0,636	0,0110
Nitrates [mg/l NO3]	33	0,8073	-0,060	0,8113			-0,056	0,8281	-0,075	0,7637	0,014	0,9545
Sulfates [mg/l SO4]	31	0,6605	-0,208	0,4062			-0,456	0,0773	-0,246	0,3246	-0,351	0,1604
Charge					23,9813	0,7833						

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, eaux de surface

	<i>C. jejuni</i>				<i>C. coli</i>				<i>L. ivanovii</i>			
	Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)	
	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)
Pluies [mm]	0,206	0,0507	93,8888	0,1617	0,083	0,4311	43,4325	0,3735	0,008	0,9388	32,6394	0,6725
Pluies 1 j. [mm]	0,229	0,0299	92,0412	0,0511	0,078	0,4585	43,3909	0,3612	-0,061	0,5621	32,2466	0,4497
Somme pluies 3 j. [mm]	0,012	0,9096	95,8035	0,8355	0,010	0,9234	44,2109	0,9067	0,177	0,0928	30,3353	0,1151
Somme pluies 5 j. [mm]	0,023	0,8260	95,8100	0,8483	0,033	0,7524	44,1182	0,7443	0,200	0,0573	28,6304	0,0407
Somme pluies 7 j. [mm]	0,082	0,4386	94,8680	0,3225	0,061	0,5615	43,9482	0,5991	0,192	0,0686	29,3399	0,0622
Somme pluies 10 j. [mm]	0,077	0,4636	94,5376	0,2526	0,051	0,6308	43,8451	0,5379	0,176	0,0958	29,5909	0,0724
Somme pluies 13 j. [mm]	-0,001	0,9917	95,7026	0,7044	0,076	0,4702	42,9258	0,2544	0,137	0,1945	30,6224	0,1384
Somme pluies 15 j. [mm]	-0,014	0,8937	95,5911	0,6133	0,048	0,652	43,2736	0,3295	0,120	0,2533	30,9958	0,1770
Somme pluies 20 j. [mm]	-0,049	0,6445	95,8464	0,9901	0,073	0,4876	43,2738	0,3295	0,135	0,2013	31,7352	0,2981
Neige [cm]	-0,174	0,0981	91,1127	0,0296	0,057	0,5892	43,9356	0,5909	-0,071	0,5011	31,9666	0,3561
Nbre jours neige 5 jours préc.	-0,114	0,2784	93,1353	0,0996	0,047	0,6585	43,9743	0,6169	-0,075	0,4750	31,8654	0,3290
Nbre jours neige 20 jours préc.	-0,201	0,0560	93,1109	0,0981	-0,042	0,6922	44,2238	0,9772	-0,126	0,2303	30,3067	0,1130
Ruissellement: Qj/Qm	0,066	0,5313	95,3182	0,4673	0,074	0,4841	43,0371	0,2758	0,159	0,1317	32,0892	0,3932
Température moyenne [°C]	0,054	0,6069	95,5420	0,5810	0,009	0,9333	44,1828	0,8380	0,251	0,0172	25,4203	0,0065
Température moyenne 1 j. [°C]	0,165	0,1180	92,9035	0,0862	0,015	0,8885	44,2127	0,9131	0,184	0,0814	29,1829	0,0566
Température moyenne 3 j. [°C]	0,206	0,0505	91,7183	0,0422	0,011	0,9188	44,2244	0,9896	0,207	0,0493	28,1845	0,0314
Température moyenne 5 j. [°C]	0,165	0,1172	92,8093	0,0814	-0,026	0,8066	44,1324	0,7614	0,235	0,0259	26,1014	0,0096
Température moyenne 10 j. [°C]	0,186	0,0778	92,4946	0,0671	-0,074	0,4852	44,1145	0,7400	0,265	0,0118	26,6593	0,0131
Température moyenne 15 j. [°C]	0,143	0,1739	93,9092	0,1640	-0,038	0,7186	44,1976	0,8695	0,276	0,0089	24,2422	0,0038
Température moyenne 20 j. [°C]	0,134	0,2021	93,7502	0,1476	-0,038	0,7152	44,1143	0,7397	0,279	0,0082	24,3415	0,0036
Température moyenne 30 j. [°C]	0,131	0,2131	94,5334	0,2518	-0,039	0,7135	43,9512	0,6010	0,252	0,0168	27,3017	0,0188
Température moyenne 40 j. [°C]	0,094	0,3737	95,1433	0,4017	-0,038	0,72	44,0492	0,6754	0,211	0,0450	28,8404	0,0461
Température moyenne 50 j. [°C]	0,043	0,6833	95,6694	0,6738	-0,048	0,6488	44,0823	0,7060	0,211	0,0450	28,3419	0,0344
Température moyenne 60 j. [°C]	0,012	0,9128	95,8411	0,9410	-0,045	0,6719	44,1112	0,7363	0,192	0,0687	28,3379	0,0343
Température moyenne 70 j. [°C]	-0,021	0,8388	95,8097	0,8476	-0,036	0,7303	44,1646	0,8065	0,182	0,0848	28,5502	0,0412
Température minimale [°C]	0,154	0,1431	93,1898	0,1031	0,026	0,8077	43,9322	0,5887	0,193	0,0672	29,7683	0,0807
Température minimale 1 j. [°C]	0,220	0,0372	90,9372	0,0267	0,052	0,6222	43,9569	0,6049	0,150	0,1546	30,6028	0,1366
Température minimale 3 j. [°C]	0,178	0,0912	92,1720	0,0552	0,043	0,6803	44,0026	0,6375	0,233	0,0273	26,7546	0,0138
Température minimale 5 j. [°C]	0,185	0,0798	92,5832	0,0708	-0,008	0,9397	44,2131	0,9146	0,267	0,0112	24,7806	0,0046
Température minimale 10 j. [°C]	0,214	0,0425	91,7013	0,0418	-0,028	0,7879	44,2205	0,9486	0,232	0,0279	27,7947	0,0250
Température minimale 15 j. [°C]	0,166	0,1157	93,3197	0,1119	-0,006	0,9545	44,1922	0,8572	0,253	0,0163	26,1465	0,0098
Température minimale 20 j. [°C]	0,170	0,1058	93,1945	0,1034	0,003	0,9799	44,2203	0,9474	0,245	0,0201	26,7990	0,0142
Température minimale 30 j. [°C]	0,158	0,1336	94,2485	0,2062	-0,016	0,8761	44,2004	0,8763	0,211	0,0450	27,8694	0,0261
Température minimale 40 j. [°C]	0,097	0,3551	95,0010	0,3578	-0,022	0,8344	44,2063	0,8925	0,177	0,0939	29,1091	0,0541
Température minimale 50 j. [°C]	0,042	0,6893	95,6531	0,6600	-0,018	0,8648	44,2149	0,9214	0,183	0,0830	28,4927	0,0375
Température minimale 60 j. [°C]	0,007	0,9492	95,8420	0,9460	-0,017	0,8696	44,2225	0,9630	0,163	0,1213	28,8629	0,0467
Température minimale 70 j. [°C]	-0,020	0,8486	95,8046	0,8376	-0,006	0,9541	44,2183	0,9369	0,148	0,1603	29,3569	0,0628
Germes aérobies [nbre UFC/ml]	0,323	0,0023			-0,003	0,9768			-0,086	0,4182		
<i>E. coli</i> [nbre UFC/100 ml]	0,283	0,0080			0,032	0,7669			0,217	0,0416		
Entérocoques [nbre UFC/100 ml]	0,357	0,0007			-0,014	0,8921			0,019	0,8601		
Température eau [°C]	0,290	0,0059			-0,021	0,8391			-0,050	0,6352		
Conductivité [µs/cm]	0,137	0,1949			0,033	0,7533			-0,275	0,0092		
Dureté totale [°F]	0,088	0,4075			0,079	0,4565			-0,249	0,0187		
Alcalinité [mg/l HCO ₃]	0,085	0,4233			0,105	0,3213			-0,241	0,0231		
Calcium [mg/l Ca]	0,202	0,0572			-0,013	0,8995			-0,230	0,0297		
Chlorures [mg/l Cl]	0,117	0,2753			-0,031	0,7758			-0,198	0,0645		
Nitrates [mg/l NO ₃]	-0,017	0,8770			0,021	0,8434			-0,284	0,0081		
Sulfates [mg/l SO ₄]	-0,075	0,4847			-0,211	0,0508			0,106	0,3254		
Charge [0 oe: l]	0,192	0,0684	92,7034	0,0762	-0,107	0,3094	43,2428	0,3217	0,203	0,0542	27,5374	0,0216

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, eaux de surface

	<i>L. monocytogenes</i> 1/2 a		<i>L. monocytogenes</i> 1/2 b		<i>L. monocytogenes</i> 4 b	
	Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	-0,089	0,3976	-0,016	0,8781	0,108	0,3041
Pluies 1 j. [mm]	-0,154	0,1444	0,079	0,4544	0,195	0,0649
Somme pluies 3 j. [mm]	-0,271	0,0103	-0,016	0,8805	0,097	0,3570
Somme pluies 5 j. [mm]	-0,131	0,2150	-0,047	0,6545	0,131	0,2152
Somme pluies 7 j. [mm]	-0,165	0,1171	-0,044	0,6745	0,154	0,1446
Somme pluies 10 j. [mm]	-0,182	0,0836	-0,076	0,4730	0,255	0,0155
Somme pluies 13 j. [mm]	-0,185	0,0791	-0,107	0,3100	0,254	0,0160
Somme pluies 15 j. [mm]	-0,210	0,0465	-0,124	0,2389	0,223	0,0346
Somme pluies 20 j. [mm]	-0,196	0,0632	-0,111	0,2910	0,102	0,3344
Neige [cm]	0,327	0,0019	-0,050	0,6381	-0,095	0,3653
Nbre jours neige 5 jours préc.	0,295	0,0051	-0,053	0,6175	-0,101	0,3364
Nbre jours neige 20 jours préc.	0,156	0,1400	-0,088	0,4017	-0,097	0,3573
Ruissellement: Qj/Qm	-0,100	0,3421	-0,153	0,1457	0,161	0,1265
Température moyenne [°C]	0,024	0,8214	-0,023	0,8285	0,092	0,3828
Température moyenne 1 j. [°C]	0,025	0,8145	-0,011	0,9138	0,094	0,3721
Température moyenne 3 j. [°C]	0,033	0,7557	-0,011	0,9137	0,129	0,2226
Température moyenne 5 j. [°C]	0,033	0,7553	-0,034	0,7452	0,157	0,1370
Température moyenne 10 j. [°C]	0,037	0,7261	-0,060	0,5696	0,194	0,0660
Température moyenne 15 j. [°C]	0,030	0,7742	-0,061	0,5605	0,162	0,1240
Température moyenne 20 j. [°C]	0,027	0,7963	-0,060	0,5696	0,148	0,1612
Température moyenne 30 j. [°C]	0,027	0,8012	-0,066	0,5334	0,130	0,2173
Température moyenne 40 j. [°C]	0,038	0,7193	-0,063	0,5514	0,131	0,2137
Température moyenne 50 j. [°C]	0,012	0,9125	-0,026	0,8075	0,140	0,1829
Température moyenne 60 j. [°C]	-0,005	0,9639	-0,027	0,7970	0,155	0,1411
Température moyenne 70 j. [°C]	0,005	0,9615	-0,030	0,7762	0,167	0,1123
Température minimale [°C]	0,047	0,6536	0,031	0,7658	0,050	0,6358
Température minimale 1 j. [°C]	0,015	0,8883	0,047	0,6550	0,192	0,0680
Température minimale 3 j. [°C]	0,020	0,8521	0,006	0,9568	0,135	0,2009
Température minimale 5 j. [°C]	0,038	0,7175	-0,016	0,8816	0,149	0,1569
Température minimale 10 j. [°C]	0,069	0,5152	-0,024	0,8179	0,138	0,1901
Température minimale 15 j. [°C]	0,049	0,6418	-0,027	0,7970	0,114	0,2810
Température minimale 20 j. [°C]	0,055	0,6030	-0,036	0,7350	0,089	0,4003
Température minimale 30 j. [°C]	0,050	0,6357	-0,041	0,6946	0,073	0,4863
Température minimale 40 j. [°C]	0,043	0,6851	0,000	>.9999	0,090	0,3936
Température minimale 50 j. [°C]	0,028	0,7903	0,007	0,9460	0,100	0,3426
Température minimale 60 j. [°C]	0,021	0,8451	0,016	0,8816	0,101	0,3390
Température minimale 70 j. [°C]	0,037	0,7236	0,010	0,9245	0,113	0,2831
Germes aérobies (nbre UFC/ml)	0,053	0,6159	0,067	0,5244	0,312	0,0033
<i>E. coli</i> (nbre UFC/100 ml)	0,088	0,4079	-0,031	0,7714	0,244	0,0219
Entérocoques (nbre UFC/100 ml)	0,168	0,1117	0,026	0,8054	0,324	0,0021
Température eau [°C]	0,135	0,2006	0,113	0,2849	0,172	0,1033
Conductivité [µs/cm]	0,244	0,0206	0,215	0,0410	-0,102	0,3340
Dureté totale [°f]	0,260	0,0143	0,232	0,0285	-0,181	0,0878
Alcalinité [mg/l HCO3]	0,198	0,0620	0,241	0,0231	-0,097	0,3598
Calcium [mg/l Ca]	0,166	0,1184	0,229	0,0306	-0,084	0,4286
Chlorures [mg/l Cl]	0,092	0,3934	0,163	0,1293	-0,180	0,0940
Nitrates [mg/l NO3]	0,105	0,3286	-0,015	0,8886	-0,011	0,9215
Sulfates [mg/l SO4]	0,075	0,4847	0,078	0,4700	-0,166	0,1237
Charge [0 ou 1]	0,027	0,7963	0,142	0,1783	-0,142	0,1793

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, eaux de surface

	Germes pathogènes				Germes aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	0,099	0,3483	125,5604	0,8172	0,198	0,0620	0,158	0,1374	0,106	0,3166
Pluies 1 j. [mm]	0,259	0,0141	118,1120	0,0062	0,296	0,0053	0,324	0,0024	0,223	0,0341
Somme pluies 3 j. [mm]	0,029	0,7815	125,2918	0,5704	0,316	0,0028	0,317	0,0030	0,246	0,0198
Somme pluies 5 j. [mm]	0,097	0,3554	124,4451	0,2797	0,322	0,0024	0,380	0,0004	0,289	0,0061
Somme pluies 7 j. [mm]	0,130	0,2177	123,7318	0,1701	0,299	0,0048	0,335	0,0017	0,260	0,0138
Somme pluies 10 j. [mm]	0,133	0,2067	122,3698	0,0717	0,371	0,0005	0,418	<0,001	0,307	0,0035
Somme pluies 13 j. [mm]	0,078	0,4607	124,4071	0,2720	0,332	0,0017	0,384	0,0003	0,292	0,0056
Somme pluies 15 j. [mm]	0,023	0,8248	125,1306	0,4870	0,313	0,0031	0,324	0,0024	0,257	0,0146
Somme pluies 20 j. [mm]	-0,012	0,9075	125,6137	0,9929	0,320	0,0025	0,319	0,0028	0,254	0,0161
Neige [cm]	-0,009	0,9295	125,6065	0,9320	-0,238	0,0246	-0,245	0,0217	-0,234	0,0265
Nbre jours neige 5 jours préc.	0,008	0,9375	125,6123	0,9695	-0,270	0,0110	-0,281	0,0085	-0,257	0,0147
Nbre jours neige 20 jours préc.	-0,153	0,1467	125,0981	0,4727	-0,368	0,0005	-0,532	<0,001	-0,464	<0,001
Ruissellement: Qj/Qm	0,101	0,3361	122,2789	0,0678	0,271	0,0106	0,221	0,0385	0,263	0,0126
Température moyenne [°C]	0,113	0,2824	124,7965	0,3660	0,313	0,0031	0,356	<0,001	0,463	<0,001
Température moyenne 1 j. [°C]	0,160	0,1285	123,9337	0,1949	0,341	0,0013	0,571	<0,001	0,504	<0,001
Température moyenne 3 j. [°C]	0,199	0,0592	123,3659	0,1338	0,419	<0,001	0,656	<0,001	0,571	<0,001
Température moyenne 5 j. [°C]	0,174	0,0984	124,2862	0,2492	0,440	<0,001	0,649	<0,001	0,581	<0,001
Température moyenne 10 j. [°C]	0,151	0,1519	124,7732	0,3592	0,466	<0,001	0,630	<0,001	0,602	<0,001
Température moyenne 15 j. [°C]	0,147	0,1626	125,0069	0,4360	0,442	<0,001	0,634	<0,001	0,571	<0,001
Température moyenne 20 j. [°C]	0,139	0,1867	125,1509	0,4963	0,442	<0,001	0,640	<0,001	0,557	<0,001
Température moyenne 30 j. [°C]	0,122	0,2464	125,3220	0,5891	0,437	<0,001	0,637	<0,001	0,545	<0,001
Température moyenne 40 j. [°C]	0,101	0,3396	125,3366	0,5985	0,425	<0,001	0,619	<0,001	0,533	<0,001
Température moyenne 50 j. [°C]	0,067	0,5236	125,5398	0,7856	0,385	0,0003	0,582	<0,001	0,502	<0,001
Température moyenne 60 j. [°C]	0,043	0,6799	125,6038	0,9205	0,368	0,0005	0,561	<0,001	0,481	<0,001
Température moyenne 70 j. [°C]	0,033	0,7516	125,6053	0,9267	0,355	0,0008	0,541	<0,001	0,462	<0,001
Température minimale [°C]	0,180	0,0872	122,5317	0,0792	0,322	0,0024	0,594	<0,001	0,484	<0,001
Température minimale 1 j. [°C]	0,240	0,0228	120,3694	0,0220	0,353	0,0009	0,584	<0,001	0,490	<0,001
Température minimale 3 j. [°C]	0,228	0,0304	121,9717	0,0363	0,435	<0,001	0,703	<0,001	0,591	<0,001
Température minimale 5 j. [°C]	0,209	0,0471	123,0738	0,1110	0,466	<0,001	0,712	<0,001	0,619	<0,001
Température minimale 10 j. [°C]	0,208	0,0483	123,5659	0,1524	0,481	<0,001	0,680	<0,001	0,616	<0,001
Température minimale 15 j. [°C]	0,179	0,0888	124,4852	0,2881	0,468	<0,001	0,673	<0,001	0,579	<0,001
Température minimale 20 j. [°C]	0,180	0,0877	124,7685	0,3579	0,466	<0,001	0,672	<0,001	0,567	<0,001
Température minimale 30 j. [°C]	0,153	0,1477	124,9072	0,4006	0,450	<0,001	0,649	<0,001	0,551	<0,001
Température minimale 40 j. [°C]	0,121	0,2521	124,8920	0,3955	0,427	<0,001	0,625	<0,001	0,543	<0,001
Température minimale 50 j. [°C]	0,083	0,4321	125,3074	0,5799	0,391	0,0002	0,595	<0,001	0,510	<0,001
Température minimale 60 j. [°C]	0,056	0,5933	125,5070	0,7438	0,357	0,0007	0,568	<0,001	0,475	<0,001
Température minimale 70 j. [°C]	0,054	0,6061	125,5100	0,7473	0,338	0,0014	0,545	<0,001	0,456	<0,001
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	0,261	0,0138			1,000	<0,001	0,674	<0,001	0,728	<0,001
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	0,341	0,0014			0,674	<0,001	1,000	<0,001	0,787	<0,001
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	0,338	0,0014			0,728	<0,001	0,787	<0,001	1,000	<0,001
Température eau [°C]	0,209	0,0473			0,593	<0,001	0,638	<0,001	0,682	<0,001
Conductivité [µs/cm]	0,127	0,2300			0,041	0,7022	0,003	0,9755	0,122	0,2473
Dureté totale [°f]	0,062	0,5613			0,088	0,4097	0,001	0,9920	0,119	0,2600
Alcalinité [mg/l HCO3]	0,131	0,2169			0,106	0,3179	0,049	0,6491	0,166	0,1170
Calcium [mg/l Ca]	0,151	0,1543			0,226	0,0337	0,074	0,4884	0,185	0,0805
Chlorures [mg/l Cl]	0,056	0,6010			-0,133	0,2174	-0,171	0,1155	-0,100	0,3518
Nitrates [mg/l NO3]	-0,043	0,6900			-0,064	0,5499	-0,311	0,0042	-0,213	0,0467
Sulfates [mg/l SO4]	-0,107	0,3206			-0,268	0,0134	-0,209	0,0551	-0,232	0,0315
Charge [0 ou 1]	0,191	0,0703	121,4084	0,0403	0,000	> 9999	0,325	0,0023	0,220	0,0369

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, eaux souterraines

	<i>C. jejuni</i>				<i>C. coli</i>				<i>L. ivanovii</i>			
	Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)	
	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)
Pluies [mm]	0,195	0,0700	58,6173	0,0631	0,063	0,5581	32,0176	0,5107	0,078	0,4700	48,4554	0,6202
Pluies 1 j. [mm]	0,225	0,0372	56,5429	0,0187	0,090	0,4034	31,9932	0,4991	0,123	0,2521	48,2638	0,5085
Somme pluies 3 j. [mm]	0,081	0,4508	61,3991	0,4126	0,014	0,8931	32,4491	0,9751	0,014	0,8955	48,6438	0,8110
Somme pluies 5 j. [mm]	0,167	0,1206	59,8834	0,1392	0,024	0,8253	32,4348	0,5016	0,079	0,4635	48,3383	0,5470
Somme pluies 7 j. [mm]	0,149	0,1660	59,1305	0,0864	-0,024	0,8274	32,3657	0,7714	0,062	0,5661	48,6123	0,7659
Somme pluies 10 j. [mm]	0,278	0,0099	56,0043	0,0138	-0,016	0,8838	32,4246	0,6731	0,016	0,8843	48,7010	0,9979
Somme pluies 13 j. [mm]	0,251	0,0197	57,3803	0,0303	-0,052	0,6297	32,1997	0,6168	0,018	0,8691	48,6405	0,8057
Somme pluies 15 j. [mm]	0,261	0,0154	56,7096	0,0206	-0,068	0,5259	31,8698	0,4462	-0,027	0,7994	48,6774	0,8779
Somme pluies 20 j. [mm]	0,220	0,0409	58,7747	0,0695	-0,110	0,3066	31,2537	0,2740	0,066	0,5428	47,7673	0,3339
Neige [cm]	-0,122	0,2580	59,7436	0,1272	0,118	0,2752	31,2710	0,2775	-0,100	0,3526	47,1050	0,2065
Nbre jours neige 5 jours préc.	-0,130	0,2296	59,4683	0,1067	0,093	0,3892	31,7523	0,4035	-0,106	0,3234	46,9167	0,1816
Nbre jours neige 20 jours préc.	-0,029	0,7909	60,5163	0,2126	0,104	0,3342	31,9111	0,4628	-0,180	0,0959	43,9561	0,0294
Ruissellement: Qj/Qm	0,090	0,4024	57,2398	0,0280	0,150	0,1644	32,3975	0,6185	-0,056	0,6023	47,3226	0,2404
Température moyenne [°C]	-0,113	0,2951	61,1515	0,3378	-0,126	0,2428	31,1434	0,2530	0,117	0,2800	47,1617	0,2147
Température moyenne 1 j. [°C]	-0,009	0,9360	62,0619	0,9269	-0,080	0,4585	31,8362	0,4333	0,063	0,5615	48,1291	0,4495
Température moyenne 3 j. [°C]	0,005	0,9655	62,0230	0,8278	-0,035	0,7461	32,0561	0,5302	0,125	0,2464	46,5671	0,1441
Température moyenne 5 j. [°C]	-0,026	0,8125	62,0688	0,9691	-0,021	0,8480	32,0985	0,5532	0,158	0,1420	45,2966	0,0650
Température moyenne 10 j. [°C]	-0,072	0,5044	62,0507	0,8888	-0,113	0,2936	31,3266	0,2892	0,237	0,0279	43,7806	0,0265
Température moyenne 15 j. [°C]	-0,059	0,5853	62,0182	0,8195	-0,103	0,3394	30,9585	0,2220	0,247	0,0220	42,5179	0,0129
Température moyenne 20 j. [°C]	-0,057	0,5986	62,0689	0,9705	-0,116	0,2811	30,7650	0,1943	0,258	0,0165	42,1984	0,0108
Température moyenne 30 j. [°C]	-0,029	0,7883	62,0486	0,8830	-0,118	0,2720	31,0481	0,2364	0,256	0,0178	42,7875	0,0150
Température moyenne 40 j. [°C]	0,015	0,8875	61,8209	0,6175	-0,117	0,2772	31,4257	0,3115	0,257	0,0170	43,0436	0,0174
Température moyenne 50 j. [°C]	0,015	0,8887	61,7928	0,5984	-0,116	0,2818	31,2965	0,2828	0,224	0,0375	43,7262	0,0257
Température moyenne 60 j. [°C]	0,032	0,7639	61,7402	0,5656	-0,127	0,2380	31,3482	0,2938	0,229	0,0338	43,3378	0,0206
Température moyenne 70 j. [°C]	0,055	0,6113	61,6104	0,4977	-0,120	0,2643	31,4665	0,3213	0,249	0,0210	42,4872	0,0127
Température minimale [°C]	-0,020	0,8558	62,0595	0,9174	-0,121	0,2599	31,5219	0,3353	0,034	0,7555	48,3041	0,5287
Température minimale 1 j. [°C]	0,051	0,6387	61,7948	0,5997	-0,081	0,4504	31,7948	0,4182	0,081	0,4545	47,8486	0,3559
Température minimale 3 j. [°C]	0,038	0,7237	61,6514	0,5175	-0,040	0,7113	32,1056	0,5573	0,162	0,1324	45,5407	0,0754
Température minimale 5 j. [°C]	0,025	0,8158	61,8893	0,6706	-0,044	0,6827	32,1106	0,5601	0,198	0,0661	44,4275	0,0387
Température minimale 10 j. [°C]	-0,034	0,7559	61,9896	0,7764	-0,077	0,4727	31,6475	0,3703	0,192	0,0751	44,6361	0,0438
Température minimale 15 j. [°C]	-0,044	0,6812	62,0607	0,9221	-0,090	0,4019	31,2050	0,2645	0,208	0,0534	43,8425	0,0275
Température minimale 20 j. [°C]	-0,017	0,8749	62,0085	0,8038	-0,097	0,3676	30,9582	0,2219	0,230	0,0329	43,4723	0,0222
Température minimale 30 j. [°C]	-0,001	0,9901	61,9852	0,7706	-0,105	0,3324	31,3207	0,2879	0,217	0,0442	43,7574	0,0262
Température minimale 40 j. [°C]	0,023	0,8300	61,7396	0,5653	-0,107	0,3221	31,7049	0,3880	0,212	0,0497	43,9107	0,0286
Température minimale 50 j. [°C]	0,030	0,7834	61,6745	0,5293	-0,115	0,2869	31,6115	0,3598	0,207	0,0552	43,8503	0,0276
Température minimale 60 j. [°C]	0,040	0,7099	61,6313	0,5076	-0,109	0,3109	31,6558	0,3728	0,225	0,0366	43,2021	0,0190
Température minimale 70 j. [°C]	0,062	0,5657	61,4703	0,4386	-0,097	0,3692	31,7596	0,4060	0,235	0,0295	42,6236	0,0137
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	0,376	0,0006			0,102	0,3475			0,164	0,1328		
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	0,369	0,0006			0,158	0,1416			0,137	0,2023		
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	0,309	0,0042			0,129	0,2316			0,249	0,0211		
Température eau [°C]	0,144	0,1826			0,017	0,8740			0,090	0,4058		
Conductivité [µs/cm]	0,170	0,1143			0,078	0,4720			0,090	0,4052		
Débits [l/sec]	0,194	0,1123			0,219	0,0729			-0,044	0,7158		
Dureté totale [°f]	0,206	0,0580			0,043	0,6937			0,107	0,3251		
Alcalinité [mg/l HCO3]	0,038	0,7238			0,038	0,7243			0,092	0,3948		
Calcium [mg/l Ca]	0,167	0,1238			0,016	0,8830			0,126	0,2452		
Chlorures [mg/l Cl]	0,193	0,0759			0,164	0,1304			-0,022	0,8395		
Nitrates [mg/l NO3]	0,055	0,6098			0,007	0,9502			-0,005	0,9631		
Sulfates [mg/l SO4]	-0,117	0,2825			-0,119	0,2742			0,095	0,3797		
Charge [0 ou 1]	0,158	0,1433	59,7602	0,1285	0,074	0,4910	31,9582	0,4831	0,079	0,4646	48,1651	0,4641

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, eaux souterraines

	<i>L. monocytogenes</i> 1/2 a		<i>L. monocytogenes</i> 4 b	
	Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	-0,028	0,7983	-0,070	0,5137
Pluies 1 j. [mm]	-0,158	0,1423	0,143	0,1848
Somme pluies 3 j. [mm]	-0,087	0,4193	0,200	0,0643
Somme pluies 5 j. [mm]	-0,054	0,6186	0,284	0,0085
Somme pluies 7 j. [mm]	-0,036	0,7408	0,259	0,0163
Somme pluies 10 j. [mm]	-0,098	0,3629	0,300	0,0054
Somme pluies 13 j. [mm]	-0,151	0,1605	0,288	0,0075
Somme pluies 15 j. [mm]	-0,132	0,2203	0,293	0,0065
Somme pluies 20 j. [mm]	0,028	0,7920	0,267	0,0131
Neige [cm]	0,112	0,3006	-0,100	0,3527
Nbre jours neige 5 jours préc.	0,101	0,3497	-0,106	0,3235
Nbre jours neige 20 jours préc.	0,227	0,0350	-0,102	0,3464
Ruisselement. Qj/Qm	0,026	0,8113	0,184	0,0887
Température moyenne [°C]	-0,237	0,0279	0,071	0,5131
Température moyenne 1 j. [°C]	-0,198	0,0660	0,052	0,6285
Température moyenne 3 j. [°C]	-0,242	0,0246	0,065	0,5497
Température moyenne 5 j. [°C]	-0,244	0,0235	0,083	0,4402
Température moyenne 10 j. [°C]	-0,228	0,0346	0,125	0,2467
Température moyenne 15 j. [°C]	-0,215	0,0462	0,148	0,1705
Température moyenne 20 j. [°C]	-0,215	0,0465	0,173	0,1080
Température moyenne 30 j. [°C]	-0,195	0,0702	0,181	0,0929
Température moyenne 40 j. [°C]	-0,160	0,1370	0,189	0,0793
Température moyenne 50 j. [°C]	-0,156	0,1482	0,178	0,0986
Température moyenne 60 j. [°C]	-0,140	0,1926	0,182	0,0920
Température moyenne 70 j. [°C]	-0,114	0,2908	0,177	0,1014
Température minimale [°C]	-0,196	0,0687	0,099	0,3567
Température minimale 1 j. [°C]	-0,184	0,0881	0,139	0,1964
Température minimale 3 j. [°C]	-0,227	0,0356	0,160	0,1371
Température minimale 5 j. [°C]	-0,198	0,0667	0,160	0,1371
Température minimale 10 j. [°C]	-0,198	0,0661	0,176	0,1032
Température minimale 15 j. [°C]	-0,197	0,0683	0,186	0,0839
Température minimale 20 j. [°C]	-0,199	0,0648	0,215	0,0457
Température minimale 30 j. [°C]	-0,176	0,1035	0,213	0,0481
Température minimale 40 j. [°C]	-0,159	0,1397	0,196	0,0689
Température minimale 50 j. [°C]	-0,132	0,2217	0,190	0,0774
Température minimale 60 j. [°C]	-0,116	0,2811	0,166	0,1231
Température minimale 70 j. [°C]	-0,088	0,4164	0,158	0,1418
Germes aérobies [nbre UPC/ml]	0,039	0,7237	0,230	0,0350
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	-0,095	0,3795	0,273	0,0115
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	-0,145	0,1773	0,230	0,0330
Température eau [°C]	0,096	0,3756	0,125	0,2451
Conductivité [μ s/cm]	0,105	0,3306	0,127	0,2374
Débits [l/sec]	0,136	0,2658	0,123	0,3132
Dureté totale (°f)	0,113	0,2960	0,216	0,0460
Alcalinité [mg/l HCO ₃]	0,061	0,5713	0,117	0,2811
Calcium [mg/l Ca]	0,096	0,3780	0,073	0,4987
Chlorures [mg/l Cl]	0,164	0,1297	-0,033	0,7637
Nitrates [mg/l NO ₃]	0,075	0,4867	0,028	0,7985
Sulfates [mg/l SO ₄]	0,015	0,8876	-0,019	0,8622
Charge [0 ou 1]	-0,041	0,7039	0,158	0,1437

Annexe IV: Résultats des tests statistiques, eaux souterraines

	Germs pathogènes				Germs aérobies		<i>E. coli</i>		Entérocoques	
	Corrélation de Spearman		GLM (lien=logit)		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman		Corrélation de Spearman	
	Rho corrigé	p corrigé	Dev. Résid.	Pr (Chi)	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé	Rho corrigé	p corrigé
Pluies [mm]	0,095	0,3775	110,5351	0,6403	0,122	0,2641	0,142	0,1873	0,123	0,2551
Pluies 1 j. [mm]	0,270	0,0124	105,1871	0,0183	0,174	0,1109	0,113	0,2959	0,225	0,0370
Somme pluies 3 j. [mm]	0,153	0,1570	109,5276	0,2682	0,355	0,0011	0,279	0,0098	0,336	0,0018
Somme pluies 5 j. [mm]	0,263	0,0146	107,0312	0,0537	0,432	<0,001	0,342	0,0015	0,407	0,0002
Somme pluies 7 j. [mm]	0,234	0,0302	107,3828	0,0664	0,383	0,0004	0,274	0,0109	0,368	0,0006
Somme pluies 10 j. [mm]	0,268	0,0129	107,1013	0,0560	0,391	0,0003	0,329	0,0023	0,390	0,0003
Somme pluies 13 j. [mm]	0,215	0,0459	108,7833	0,1604	0,377	0,0005	0,322	0,0028	0,384	0,0004
Somme pluies 15 j. [mm]	0,192	0,0753	109,6412	0,2916	0,374	0,0006	0,313	0,0037	0,335	0,0019
Somme pluies 20 j. [mm]	0,241	0,0254	108,6307	0,1451	0,410	0,0002	0,314	0,0036	0,339	0,0017
Neige [cm]	-0,056	0,6055	110,4080	0,5567	-0,232	0,0331	-0,149	0,1664	-0,242	0,0245
Nbre jours neige 5 jours préc.	-0,082	0,4483	109,9973	0,3845	-0,225	0,0396	-0,171	0,1119	-0,238	0,0270
Nbre jours neige 20 jours préc.	-0,013	0,9060	110,2904	0,4962	-0,201	0,0661	-0,372	0,0006	-0,402	0,0002
Ruissellement: Qj/Qm	0,202	0,0616	106,6069	0,0417	0,142	0,1931	0,017	0,8720	0,103	0,3411
Température moyenne [°C]	-0,086	0,4275	110,5261	0,6335	0,050	0,6459	0,294	0,0065	0,301	0,0052
Température moyenne 1 j. [°C]	-0,041	0,7028	110,7384	0,9025	0,056	0,6061	0,345	0,0014	0,289	0,0074
Température moyenne 3 j. [°C]	-0,004	0,9718	110,7024	0,8213	0,118	0,2802	0,391	0,0003	0,397	0,0002
Température moyenne 5 j. [°C]	-0,002	0,9872	110,6019	0,6970	0,166	0,1281	0,430	<0,001	0,437	<0,001
Température moyenne 10 j. [°C]	0,021	0,8453	110,4669	0,5924	0,155	0,1542	0,408	0,0002	0,459	<0,001
Température moyenne 15 j. [°C]	0,053	0,6207	110,3375	0,5190	0,221	0,0431	0,437	<0,001	0,479	<0,001
Température moyenne 20 j. [°C]	0,059	0,5823	110,2499	0,4780	0,221	0,0424	0,440	<0,001	0,484	<0,001
Température moyenne 30 j. [°C]	0,095	0,3803	109,7965	0,3280	0,246	0,0241	0,461	<0,001	0,501	<0,001
Température moyenne 40 j. [°C]	0,127	0,2371	109,1853	0,2105	0,246	0,0240	0,465	<0,001	0,494	<0,001
Température moyenne 50 j. [°C]	0,084	0,4348	109,4304	0,2500	0,222	0,0419	0,456	<0,001	0,462	<0,001
Température moyenne 60 j. [°C]	0,091	0,3990	109,3802	0,2413	0,223	0,0414	0,451	<0,001	0,448	<0,001
Température moyenne 70 j. [°C]	0,111	0,3050	109,2079	0,2138	0,233	0,0330	0,440	<0,001	0,447	<0,001
Température minimale [°C]	-0,057	0,5990	110,7429	0,9180	0,082	0,4519	0,385	0,0004	0,329	0,0023
Température minimale 1 j. [°C]	0,047	0,6603	110,3342	0,5173	0,183	0,0930	0,444	<0,001	0,413	0,0001
Température minimale 3 j. [°C]	0,077	0,4753	110,0283	0,3945	0,283	0,0094	0,503	<0,001	0,517	<0,001
Température minimale 5 j. [°C]	0,096	0,3739	109,6420	0,2918	0,297	0,0066	0,541	<0,001	0,535	<0,001
Température minimale 10 j. [°C]	0,089	0,4098	109,5968	0,2822	0,281	0,0100	0,529	<0,001	0,554	<0,001
Température minimale 15 j. [°C]	0,094	0,3809	109,6864	0,3016	0,313	0,0042	0,532	<0,001	0,555	<0,001
Température minimale 20 j. [°C]	0,117	0,2773	109,6498	0,2935	0,306	0,0051	0,523	<0,001	0,557	<0,001
Température minimale 30 j. [°C]	0,128	0,2364	109,3080	0,2293	0,305	0,0052	0,530	<0,001	0,563	<0,001
Température minimale 40 j. [°C]	0,124	0,2489	108,7133	0,1532	0,304	0,0054	0,534	<0,001	0,548	<0,001
Température minimale 50 j. [°C]	0,113	0,2944	108,7972	0,1619	0,291	0,0076	0,523	<0,001	0,525	<0,001
Température minimale 60 j. [°C]	0,117	0,2770	108,7355	0,1554	0,274	0,0119	0,500	<0,001	0,496	<0,001
Température minimale 70 j. [°C]	0,128	0,2366	108,6010	0,1423	0,273	0,0124	0,490	<0,001	0,486	<0,001
Germs aérobies [nbre UPC/ml]	0,441	<0,001			1,000	<0,001	0,662	<0,001	0,628	<0,001
<i>E. coli</i> [nbre UPC/100 ml]	0,452	<0,001			0,662	<0,001	1,000	<0,001	0,822	<0,001
Entérocoques [nbre UPC/100 ml]	0,458	<0,001			0,628	<0,001	0,822	<0,001	1,000	<0,001
Température eau [°C]	0,194	0,0719			0,183	0,0936	0,270	0,0122	0,251	0,0198
Conductivité [μ S/cm]	0,217	0,0443			0,178	0,1025	0,362	0,0008	0,300	0,0055
Débits [l/sec]	0,304	0,0129			0,312	0,0112	0,161	0,1867	0,118	0,3321
Dureté totale [°f]	0,227	0,0366			0,186	0,0903	0,322	0,0030	0,290	0,0074
Alcalinité [mg/l HCO3]	0,141	0,1939			0,147	0,1818	0,304	0,0051	0,315	0,0037
Calcium [mg/l Ca]	0,154	0,1555			0,273	0,0129	0,339	0,0018	0,352	0,0012
Chlorures [mg/l Cl]	0,219	0,0436			0,063	0,5639	0,103	0,3402	0,047	0,6622
Nitrates [mg/l NO3]	0,109	0,3147			-0,003	0,9754	-0,023	0,8324	0,057	0,6024
Sulfates [mg/l SO4]	-0,086	0,4273			-0,306	0,0053	-0,096	0,3783	-0,144	0,1829
Charge [0 ou 1]	0,242	0,0248	105,2047	0,0185	0,168	0,1233	0,363	0,0008	0,231	0,0322

Annexe V: Nombre d'échantillons positifs par rapport au nombre total d'échantillons prélevés

	Clos Ister	Ruisseau	Tomeresse	Confluent	Eau Froide	Brassus	Pré de Bière	Bret	Montant	Colline	Covatanne	Arnon	Moulinet	Feuille	Sources	Rivières	Lac	Total
<i>C. jejuni</i>	5/37	7/24	1/17	0/17	2/17	3/18	4/18	10/18	0/5	1/5	2/5	3/5	0/5	2/5	10/87	20/91	10/18	40/196
<i>C. coli</i>	1/37	2/24	1/17	0/17	0/17	2/18	3/18	10/18	0/5	0/5	1/5	0/5	0/5	0/5	4/87	6/91	10/18	20/196
<i>C. fetus fetus</i>	0/37	0/24	0/17	0/17	0/17	1/18	0/18	0/18	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	1/87	0/91	0/18	1/196
<i>L. ivanovii</i>	5/37	0/24	1/17	1/17	3/17	1/18	0/18	0/18	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	7/87	4/91	0/18	11/196
<i>L. monocytogenes</i>	6/37	8/24	0/17	0/17	0/17	3/18	0/18	6/18	0/5	2/5	1/5	1/5	2/5	3/5	12/87	14/91	6/18	32/196
<i>L. monocytogenes</i> 1/2a	1/37	3/24	0/17	0/17	0/17	2/18	0/18	4/18	0/5	1/5	0/5	1/5	1/5	2/5	4/87	7/91	4/18	15/196
<i>L. monocytogenes</i> 1/2b	0/37	0/24	0/17	0/17	0/17	0/18	0/18	2/18	0/5	1/5	1/5	0/5	0/5	1/5	1/87	2/91	2/18	5/196
<i>L. monocytogenes</i> 4b	5/37	7/24	0/17	0/17	0/17	1/18	0/18	1/18	0/5	0/5	0/5	0/5	1/5	0/5	7/87	7/91	1/18	15/196
<i>Y. intermedia</i>	0/17		0/17	0/17	0/17	0/18	0/18	0/18	0/5	0/5	0/5	1/5	0/5	0/5	0/67	1/67	0/18	1/152
<i>Y. frederiksenii</i>	0/17		1/17	1/17	0/17	0/18	0/18	0/18	0/5	1/5	0/5	0/5	0/5	0/5	1/67	2/67	0/18	3/152
<i>Y. enterocolitica</i>	0/17		1/17	0/17	2/17	0/18	1/18	0/18	0/5	0/5	1/5	0/5	0/5	0/5	1/67	4/67	0/18	5/152
<i>Y. kristensenii</i>	0/17		0/17	0/17	0/17	0/18	1/18	0/18	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0/67	1/67	0/18	1/152
<i>Y. pseudotuberculosis</i>	0/17		0/17	0/17	0/17	0/18	1/18	0/18	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0/5	0/67	1/67	0/18	1/152
<i>Salmonella</i>	0/11		0/11	0/11	0/11	0/12	0/12	0/12	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4	0/4	0/46	0/46	0/12	0/104
Sources	14/37			2/17		7/18			0/5		4/5		2/5		29/87			
Rivières		12/24	5/17		6/17		9/18			2/5		4/5		4/5		42/91		
Lac								18/18									18/18	
Total	14/37	12/24	5/17	2/17	6/17	7/18	9/18	18/18	0/5	2/5	4/5	4/5	2/5	4/5				89/196

Annexe VI: Teneurs en N_{min} dans les sols

Site	Date	N-NO3		N-NH4		N-NO2		Nmin
		mg N/ kg TS	%	mg N/ kg TS	%	mg N/kg TS	%	mg N/ kg TS
Site 1	14.5.1996	2.06	32	4.42	68	0.00	0	6.48
	17.6.1996	3.90	62	2.35	38	0.00	0	6.25
	22.7.1996	15.80	82	3.43	18	0.00	0	19.23
	13.8.1996	7.42	73	2.74	27	0.00	0	10.16
	3.9.1996	1.94	60	1.29	40	0.00	0	3.23
	18.9.1996	1.94	58	1.42	42	0.00	0	3.35
	11.10.1996	2.87	58	2.12	42	0.00	0	4.99
	29.11.1996	2.86	66	1.45	34	0.00	0	4.31
	4.3.1997	2.53	67	1.26	33	0.00	0	3.79
	24.4.1997	2.07	64	1.17	36	0.00	0	3.24
	3.6.1997	5.62	85	1.00	15	0.00	0	6.62
	25.6.1997	4.25	78	1.18	22	0.00	0	5.43
	29.7.1997	5.28	82	1.15	18	0.00	0	6.43
Site 2	14.5.1996	2.92	44	3.77	56	0.00	0	6.69
	17.6.1996	2.94	36	5.23	64	0.00	0	8.16
	22.7.1996	3.40	52	3.18	48	0.00	0	6.59
	13.8.1996	6.99	64	3.91	36	0.00	0	10.90
	3.9.1996	22.84	68	10.83	32	0.00	0	33.67
	18.9.1996	36.90	67	18.22	33	0.00	0	55.12
	11.10.1996	14.78	84	2.81	16	0.00	0	17.58
	29.11.1996	26.19	90	3.02	10	0.00	0	29.21
	4.3.1997	3.86	53	3.40	47	0.00	0	7.26
	24.4.1997	7.97	69	3.50	31	0.00	0	11.47
	3.6.1997	3.37	59	2.37	41	0.00	0	5.75
	25.6.1997	3.24	44	4.09	56	0.00	0	7.34
	29.7.1997	3.64	49	3.73	51	0.00	0	7.37
Site 3	14.5.1996	2.73	34	5.40	66	0.00	0	8.13
	18.9.1996	10.99	76	3.44	24	0.00	0	14.42
	3.6.1997	7.81	69	3.47	31	0.00	0	11.27
Site 4	14.5.1996	7.03	74	2.52	26	0.00	0	9.54
	18.9.1996	71.94	95	3.53	5	0.00	0	75.47
	3.6.1997	8.96	83	1.78	17	0.00	0	10.74
Site 5	14.5.1996	1.75	27	4.85	73	0.00	0	6.60
	17.6.1996	1.21	14	7.67	86	0.00	0	8.87
	22.7.1996	27.89	72	11.07	28	0.00	0	38.96
	13.8.1996	23.30	73	8.80	27	0.00	0	32.10
	3.9.1996	21.05	82	4.52	18	0.00	0	25.58
	18.9.1996	37.86	85	6.49	15	0.00	0	44.35
	11.10.1996	43.09	87	6.55	13	0.00	0	49.64
	29.11.1996	21.38	72	8.43	28	0.00	0	29.80
	4.3.1997	15.20	75	5.12	25	0.00	0	20.32
	24.4.1997	3.14	9	29.98	90	0.00	0	33.13
	3.6.1997	7.99	47	8.99	53	0.00	0	16.99
	25.6.1997	6.67	41	9.76	59	0.00	0	16.43
	29.7.1997	2.64	39	4.06	61	0.00	0	6.70
Site 6	14.5.1996	3.93	37	6.60	63	0.00	0	10.53
	18.9.1996	64.36	79	17.59	21	0.00	0	81.94
	3.6.1997	6.18	73	2.31	27	0.00	0	8.49
Site 7	14.5.1996	0.18	4	4.33	96	0.00	0	4.51
	18.9.1996	0.40	16	2.09	84	0.00	0	2.49
	3.6.1997	5.87	70	2.47	30	0.00	0	8.34

Annexe VI

Site	Date	N-NO3		N-NH4		N-NO2		Nmin
		mg N/ kg TS	%	mg N/ kg TS	%	mg N/kg TS	%	mg N/ kg TS
Site 8	14.5.1996	0.40	4	10.50	96	0.00	0	10.90
	18.9.1996	8.16	61	5.19	39	0.00	0	13.35
	3.6.1997	6.51	47	7.28	53	0.00	0	13.79
Site 9	14.5.1996	6.27	28	16.53	73	0.00	0	22.81
	18.9.1996	1.93	21	7.30	79	0.00	0	9.23
	3.6.1997	4.85	51	4.74	49	0.00	0	9.60
Site 10	14.5.1996	4.51	55	3.65	45	0.00	0	8.16
	18.9.1996	15.13	69	6.84	31	0.00	0	21.97
	3.6.1997	11.55	81	2.68	19	0.00	0	14.23
Site 11	14.5.1996	0.52	5	5.37	48	0.00	0	5.89
	18.9.1996	19.09	63	5.55	18	0.00	0	24.64
	3.6.1997	2.97	50	2.97	50	0.00	0	5.93
Site 12	14.5.1996	0.28	7	3.96	93	0.00	0	4.24
	17.6.1996	0.31	8	3.59	92	0.00	0	3.90
	22.7.1996	2.38	43	3.12	57	0.00	0	5.50
	13.8.1996	3.26	34	6.43	66	0.00	0	9.70
	3.9.1996	10.62	61	6.80	39	0.00	0	17.42
	18.9.1996	0.22	71	0.09	29	0.00	0	0.31
	11.10.1996	36.54	85	6.24	15	0.00	0	42.78
	29.11.1996	18.11	81	4.31	19	0.00	0	22.42
	4.3.1997	1.43	31	3.18	69	0.00	0	4.60
	24.4.1997	4.15	49	4.34	51	0.00	0	8.49
	3.6.1997	2.19	51	2.12	49	0.00	0	4.31
	25.6.1997	1.73	27	4.58	73	0.00	0	6.31
29.7.1997	1.49	31	3.34	69	0.00	0	4.82	
Site 13	14.5.1996	7.86	65	4.27	35	0.00	0	12.12
	18.9.1996	49.75	88	1.87	3	4.79	8	56.41
	3.6.1997	13.28	71	5.41	29	0.00	0	18.68
Site 14	14.5.1996	13.32	84	2.61	16	0.00	0	15.93
	18.9.1996	14.98	55	2.33	6	9.94	36	27.25
	3.6.1997	8.31	58	1.91	13	4.16	29	14.38
Site 15	14.5.1996	11.29	67	5.49	33	0.00	0	16.79
	18.9.1996	42.81	94	2.73	6	0.00	0	45.54
	3.6.1997	0.00	0	3.93	26	11.29	74	15.22
Site 16	14.5.1996	11.97	89	1.50	10	0.00	0	13.47
	18.9.1996	143.88	80	20.78	10	16.17	9	180.83
	3.6.1997	11.73	90	1.36	10	0.00	0	13.09
Site 17	14.5.1996	0.86	8	9.96	92	0.00	0	10.82
	17.6.1996	46.65	67	23.07	33	0.00	0	69.72
	22.7.1996	8.72	3	254.18	97	0.00	0	262.90
	13.8.1996	16.31	7	220.10	93	0.00	0	236.41
	3.9.1996	19.23	9	202.00	91	0.00	0	221.23
	18.9.1996	10.74	2	531.47	98	0.00	0	542.21
	11.10.1996	32.49	65	17.63	35	0.00	0	50.12
	29.11.1996	0.28	0	100.94	100	0.00	0	101.23
	4.3.1997	0.93	20	3.69	80	0.00	0	4.62
	24.4.1997	0.18	1	20.23	99	0.00	0	20.40
	3.6.1997	1.36	27	3.71	73	0.00	0	5.07
	25.6.1997	1.83	11	15.05	89	0.00	0	16.88
29.7.1997	9.86	89	1.23	11	0.00	0	11.09	

Site	Date	N-NO3		N-NH4		N-NO2		Nmin
		mg N/ kg TS	%	mg N/ kg TS	%	mg N/kg TS	%	mg N/ kg TS
Site 18	14.5.1996	1.81	40	2.70	60	0.00	0	4.51
	18.9.1996	3.50	61	2.27	39	0.00	0	5.77
	3.6.1997	2.84	68	1.34	32	0.00	0	4.18
Site 19	14.5.1996	1.29	28	3.31	72	0.00	0	4.60
	18.9.1996	8.26	58	2.67	19	3.28	23	14.21
	3.6.1997	9.63	47	5.74	28	5.33	26	20.70
Site 20	14.5.1996	2.12	14	12.55	86	0.00	0	14.67
	18.9.1996	24.15	87	3.53	13	0.00	0	27.68
	3.6.1997	1.03	28	2.61	72	0.00	0	3.64

SCHAFFTER Nicole

née le 10 août 1969

nationalité suisse, célibataire

FORMATION

- 1985-1988 Lycée Cantonal, Porrentruy
Maturité Fédérale de type C
- 1988-1993 Université de Neuchâtel
Diplôme de Géologie (Option sciences exactes)
- 1994-1995 École Polytechnique Fédérale de Lausanne
Certificat de maîtrise de spécialisation en Géologie appliquée à l'ingénierie et à l'environnement
- 1995-1999 École Polytechnique Fédérale de Lausanne
Thèse de doctorat

EXPÉRIENCES PROFESSIONNELLES

- 1995 à ce jour GEOLEP - Laboratoire de géologie (École polytechnique fédérale, Lausanne),
Assistante - doctorante
Gestion et mise en oeuvre d'un projet de recherche européen ayant pour thème les mesures agri-environnementales et leur impact sur les eaux souterraines en région de montagne (aspect microbiologique principalement). Exécution de divers mandats concernant l'impact de décharges sur les eaux souterraines. Diverses études hydrogéologiques en vue d'améliorer ou établir un captage, ou dans un but de construction dans une zone de protection.
- 1993-1994 MFR Géologie-Géotechnique SA, Delémont,
Géologue
Étude géologique en vue de l'établissement d'un futur tunnel sur le tracé de l'A16 (suivi de sondages, essais in-situ et interprétation). Exécution de divers mandats géologiques-géotechniques en vue de la construction de bâtiments.
- 1992-1993 Université de Neuchâtel,
Assistante de recherche
Etude de faisabilité d'une nouvelle méthode analytique liée à la diffraction X permettant de déterminer la substitution Si-Al des phengites. Rédaction d'un cahier destiné aux utilisateurs d'un nouveau type de broyeur (milieu aqueux) et analyse de son efficacité par l'établissement de courbes granulométriques et l'étude la réponse diffraction X.