



102

PROFIL DE BAINNADE – LE LAC DU RY JAUNE



PROTECTIS S.A.

Agents traitants : Claude FAUVILLE et Benoît HECQ

En collaboration avec le Service public de Wallonie

Direction générale Opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement

Table des matières

Table des matières	2
1 Localisation et données administratives	4
1.1 Localisation générale	4
1.2 Données administratives.....	6
1.3 Données techniques	7
2 Description de la zone de baignade et de la plage	8
2.1 Zone de baignade.....	8
• <i>Limites de la zone et localisation du point de prélèvement</i>	10
• <i>Commodités</i>	10
• <i>Fréquentation de la zone de baignade</i>	11
2.2 Plage	12
3 Etat de la masse d'eau	13
4 Utilisation des données historiques	20
4.1 Introduction	20
4.2 Paramètres bactériologiques	21
4.3 Présentation des données	22
4.3.1 <i>Historique de conformité des zones de baignade et tendance générale</i>	22
4.3.2 <i>Données relatives à la saison balnéaire 2010</i>	24
4.3.3 <i>Evolution quantitative annuelle des paramètres bactériologiques</i>	24
4.4 Analyse des contaminations	26
4.5 Températures estivales	27
5 Caractéristiques hydrologiques de la zone de baignade	28
5.1 Réseau hydrographique	28
5.2 Pluviométrie.....	29
5.2.1 <i>Localisation du pluviomètre et régime des précipitations</i>	29
5.2.2 <i>Influence éventuelle des pluies sur la qualité bactériologique</i>	30
5.3 Débits.....	34
6 Zone amont de la zone de baignade	35
6.1 Présentation	35
6.2 Occupation du sol	36
6.3 Assainissement collectif	38
<i>Déversoirs d'orage</i>	38
6.4 Assainissement autonome.....	39
• <i>Etudes de zone</i>	40
<i>Rejets</i>	40

6.5	Agriculture.....	42
	<i>Cultures</i>	43
	<i>Elevage</i>	45
6.6	Tourisme.....	50
6.7	Industries	51
7	Profil longitudinal de la qualité bactériologique de la zone amont	52
8	Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues et présence de déchets	53
8.1	Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues.....	53
	8.1.1 <i>Potentiel de prolifération</i>	53
	8.1.2 <i>Apports en nutriments</i>	55
8.2	Déchets	57
9	Synthèse et hiérarchisation des pressions	58
9.1	Synthèse.....	58
9.2	Hiérarchisation.....	58
10	Conclusion	60
	Bibliographie.....	61
	Sources des données	63
	Sources cartographiques.....	64
	Annexes.....	65

1 Localisation et données administratives

1.1 Localisation générale

La zone de baignade I02 se situe dans le sous-bassin hydrographique de la Sambre qui fait partie du District Hydrographique International de la Meuse (cf. figure n°1). Cette zone et sa zone amont¹ sont localisées à l'intérieur de la masse d'eau SA02L (Réservoir du Ry Jaune) qui appartient à la famille des petits réservoirs famenniens de profondeur moyenne (typologie physique des masses d'eau wallonnes).

L'activité de baignade proprement dite se pratique sur le lac du Ry Jaune, à quelques centaines de mètres du pont séparant le lac de l'Eau d'Heure du lac du Ry Jaune (nationale N978). Les coordonnées Lambert de la zone de baignade sont les suivantes :

X : 153328

Y : 99455

Créé lors de la réalisation du complexe des barrages de l'Eau d'Heure dans les années 70', le « pré-barrage » du Ry Jaune alimente le barrage de l'Eau d'Heure par simple déversement.

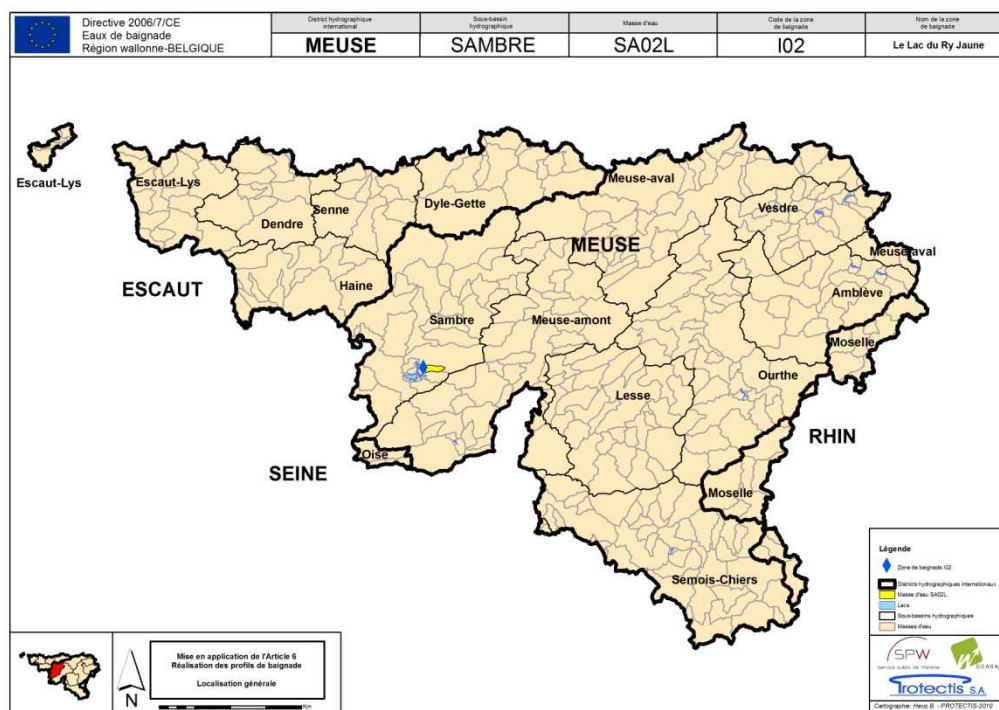


Figure 1: situation géographique générale de la zone de baignade I02 du lac du Ry Jaune.
Source des données : SPW

¹ Partie du réseau hydrographique située à l'amont de la zone de baignade, définie par Arrêté royal.

Une localisation plus précise de la zone de baignade (sur fond de plan IGN©) ainsi que de ses environs proches est présentée à la figure n°2.



Figure 2 : localisation précise de la zone de baignade I02 sur fond de plan IGN©.
 Source des données : SPW, DGARNE.

A titre informatif, la figure n°3 présente la localisation des principaux axes de communication qui sont présents dans la Région de la zone de baignade I02.

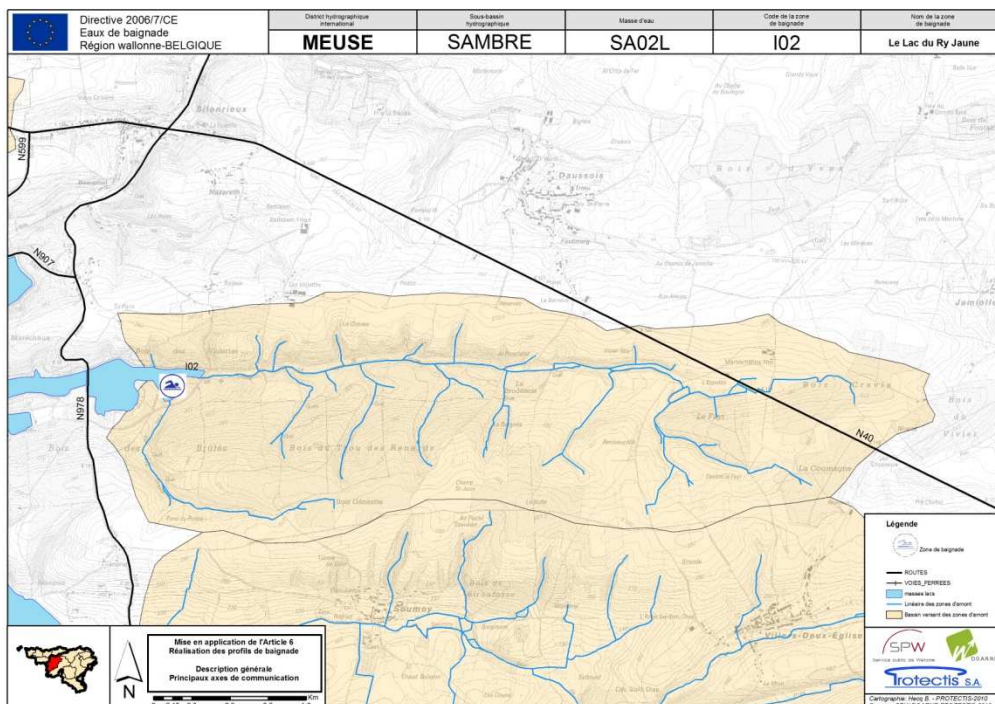


Figure 3 : localisation géographique des principaux axes de communication.
 Source des données : SPW

1.2 Données administratives

- **Gestionnaire de la zone de baignade**

Le gestionnaire de la zone de baignade I02 est l'ASBL « *Les Lacs de l'Eau d'Heure* ». Actuellement, la personne de contact au sein de l'ASBL est Monsieur LEMERCINIER, Directeur, dont les coordonnées sont données ci-dessous (tableau n°1).

Tableau 1 : coordonnées du gestionnaire de la zone de baignade I04

Adresse	ASBL « Les Lacs de l'Eau d'Heure » Centre d'Accueil de la Plate-Taille Route de Plate Taille, 99 6440 Boussu-Lez-Walcourt
Téléphone	+32 (0) 71.50.92.92
Courriel	info@lleh.be

- **Gestionnaire de la qualité de la zone de baignade**

La gestion de la qualité des eaux de baignade est assurée par la Direction Générale Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (D.G.A.R.N.E.) et plus précisément la Direction des eaux de surface au sein du Département de l'Environnement et de l'Eau. Cette direction prend en compte les observations pertinentes des citoyens dans le cadre de la rédaction du rapport annuel sur les zones de baignade wallonnes ; rapport que le Gouvernement prend en considération dans l'élaboration de sa politique en matière de gestion de la qualité des eaux de baignade.

La personne de contact au sein de cette direction est Monsieur David SAMOY, dont les coordonnées sont présentées dans le tableau n°2.

Tableau 2 : coordonnées du gestionnaire de la qualité des eaux de baignade

Adresse	Direction Générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement Direction des eaux de surface Avenue Prince de Liège, 15 B-5100 NAMUR
Téléphone	+32 (0) 81 33 63 43
Courriel	david.Samoy@spw.wallonie.be

1.3 Données techniques

Les principaux éléments descriptifs et techniques de la zone de baignade I02 sont repris dans le tableau qui figure ci-dessous.

Tableau 3 : éléments descriptifs de la zone de baignade.

Code de la zone de baignade	I02
Nom de la zone de baignade	LE LAC DU RY JAUNE
Nom du District hydrographique International	MEUSE
Nom du sous-bassin	SAMBRE
Code de la masse d'eau	SA02L
Nom de la masse d'eau	RESERVOIR DU RY JAUNE
Code ORI de la rivière	361561 (Rau du Ry Jaune)
Code européen	527100011000000I02
Catégorie du cours d'eau	02

2 Description de la zone de baignade et de la plage

2.1 Zone de baignade

La zone de baignade du lac du Ry Jaune à Cerfontaine (code d'identification I02) a été désignée officiellement comme zone de baignade le 25 octobre 1990. Elle est située à une altitude de 210m et une vue globale de la zone est présentée à la figure n°4 où l'on observe les caractéristiques suivantes :

- Longueur de la plage : 70 mètres ;
- Superficie du plan d'eau : 18,84 hectares ;
- Superficie de la zone de baignade : 11,68 ares ;
- Profondeur minimale : 0,2 mètres ;
- Profondeur maximale : 1,60 mètre.



Figure 4: photographie de la zone de baignade du lac du Ry Jaune à Cerfontaine- I02 (photo prise le 03/06/2010).

La nature du fond est assez homogène et se caractérise par la présence d'une couverture sableuse.

Des données bathymétriques ont été relevées sur le lac du Ry Jaune au moyen d'un sonar multifaisceaux² et ont permis d'obtenir le relief présenté à la figure n°5³. Avec ce type de mesure, la densité de points est très élevée et a permis d'obtenir un raster d'une densité de 1 point par m².

Sur la zone, des pieux fixés solidement au fond du lac délimitent clairement l'extension de la zone de baignade (cf. figure n°4).

Un panneau, placé sur cette zone depuis 2008 par la DGARNE, informe le baigneur de l'autorisation de baignade. La description et la caractérisation de la zone de baignade sont également reprises sur le panneau et ces informations sont déclinées en trois langues. Une petite fenêtre servant à renseigner le public de la qualité bactériologique est également présente.

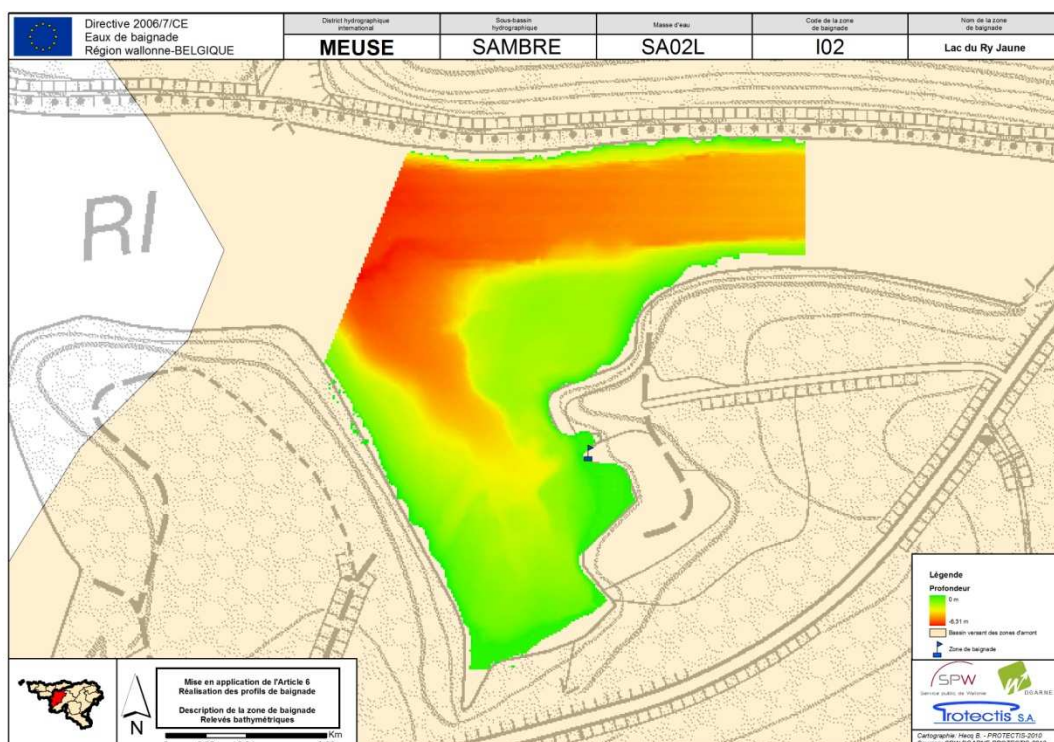


Figure 5 : relevés bathymétriques de la zone de baignade I02. Source des données : Service Public de Wallonie (SPW)/DGO2, 2010.

² Points relevés dans le sens du bateau et perpendiculairement à celui-ci (fauchée du bateau).

³ Les données sont issues de la Direction de la Gestion hydrologique intégrée (DGO2) et sont utilisées principalement pour la modélisation hydraulique et le dragage.

- **Limites de la zone et localisation du point de prélèvement**

La figure n°6 présente une vue aérienne de l’extension de la zone de baignade (limites observées de la zone de baignade) ainsi que de la localisation du point de prélèvement à l’intérieur de la zone. Au niveau européen, la localisation du point de surveillance⁴ est représentative, soit de l’endroit où le plus grand nombre de baigneurs est attendu, soit de l’endroit où le risque de pollution est le plus attendu d’après les profils de baignade (article 3-3 de la Directive 2006/7/CE).

Sur le terrain, on observe que la localisation du point de prélèvement ne correspond pas à l’endroit où le plus grand nombre de baigneurs est attendu. En effet, le point de prélèvement des échantillons (géo référencé) correspond à la rampe de mise à l’eau des embarcations pour la pêche de loisir, soit plusieurs mètres à côté de la zone où sont présents les baigneurs.

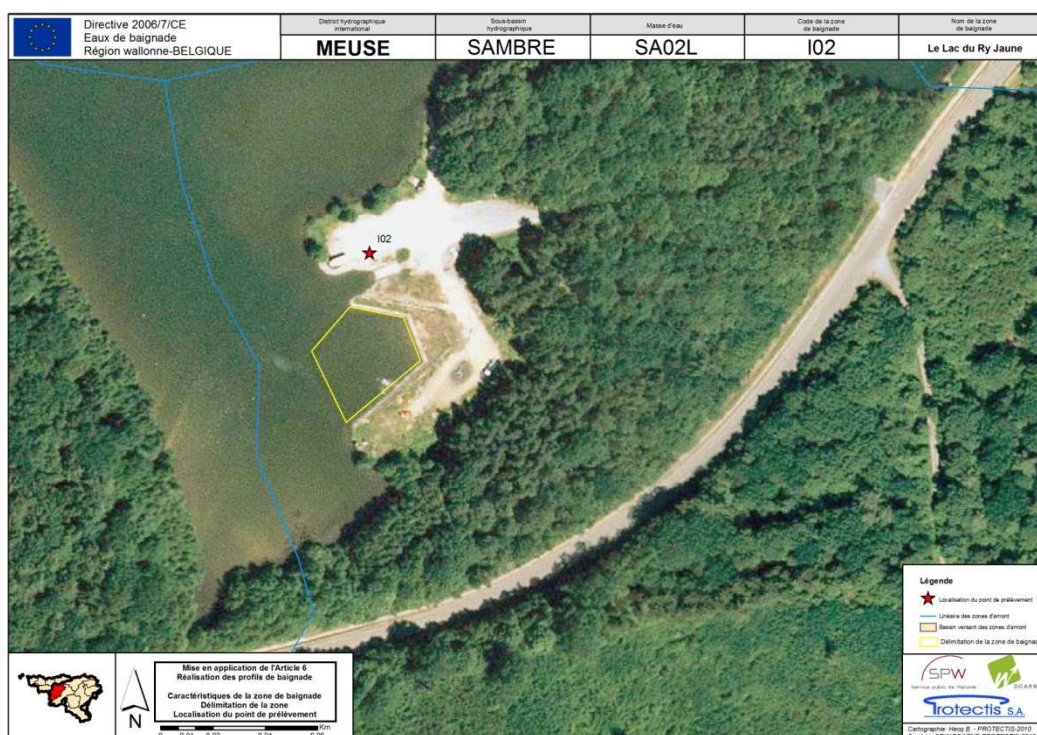


Figure 6 : délimitation de la zone de baignade et point de prélèvement des échantillons.
Source des données: SPW/DGARNE, 2010

- **Commodités**

L’accès à la zone de baignade I02 est entièrement gratuit, tout comme le parking présent à proximité (cf Annexe 1). On relève l’absence de douches, toilettes et vestiaires sur la zone ainsi que des infrastructures adaptées à l’accueil des personnes handicapées. Le tableau n°4 présente de manière exhaustive les infrastructures et les activités liées à la zone de baignade.

⁴ Ce point correspond à la localisation géographique du prélèvement qui fera l’objet des analyses bactériologiques recommandées par la Directive 2006/7/CE.

Tableau 4 : Infrastructures et activités liées à la zone de baignade.

La zone de baignade du Lac du Ry Jaune	
Accès gratuit ou payant	Gratuit
Nombre de poubelles	8
Nombre de toilettes	0
Nombre de douches	0
Nombre de vestiaires	0
Présence d'un maître nageur	Non
Aire de jeux	Non
Présence d'un panneau	Panneau du SPW
Présence d'une zone de restauration (tables, barbecue, ...)	Non
Petite restauration ou restaurant	Non
Parking voiture	Oui mais non-organisé
Parking vélo	Non
Arrêt de bus à proximité	Non
Accès à la plage aux personnes handicapées	Oui
Accès à l'eau aux personnes handicapées	Non
Nombre de toilettes pour handicapés	Non
Accès aux animaux	Oui
Présence de sports nautiques	Non
Présence d'un centre sportif (ADEPS, club nautique, ...)	Non
Navigation	Non
Autres activités	Pêche et pêche en barque

En dehors de la baignade, seule la pêche est pratiquée sur ce lac (du bord et depuis une embarcation).

- **Fréquentation de la zone de baignade**

Afin d'appréhender correctement la fréquentation des zones de baignade, des visites de terrain ont été menées les week-ends par temps chaud et ensoleillé (conditions fortement corrélées à la présence de baigneurs potentiels).

Pour la zone de baignade I02, les comptages réalisés en 1991 et 2010 ont permis de récolter les données qui figurent dans le tableau ci-dessous. Les méthodologies de comptages utilisées en 2001 et 2010⁵, peuvent induire une différence dans les résultats présentés. Cependant, vu le choix des périodes choisies dans les deux cas (après midi au cours d'un week-end chaud et ensoleillé), seuls certains évènements particuliers peuvent expliquer d'importantes différences (présence de mouvements de jeunesse ou groupes notamment).

Tableau 5 : fréquentations de la zone de baignade observées au cours de deux inventaires distincts réalisés en 1991 et 2010.

Source : FUSAGx [2001] et Protectis [2010]

Zone de baignade I20	1991	2010
Nombre de baigneurs dans l'eau	35	50/jour max..
Nombre de personnes sur la plage	35	100/jour max.

⁵ En 2010, le comptage sur place a été réalisé en dénombrant toutes les demi-heures, le nombre de baigneurs et le nombre de personnes sur la plage. Ensuite une moyenne a été calculée.

En moyenne, on observe que la fréquentation de la zone de baignade du lac du Ry Jaune est de quelques dizaines de baigneurs. Malgré le manque d'infrastructure et l'isolement de cette zone, le taux de fréquentation est relativement bon (cf Annexe 1). Celui-ci s'explique non seulement pour cette dernière raison mais également par la nature du lieu (assimilable à celle d'une plage le long du littoral) et l'excellente qualité des eaux de la zone I02.

2.2 Plage

Le « *Guide d'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade* » (Agence de l'Eau Seine-Normandie, 2009) définit la plage comme étant « *la bande de terrain bordant l'eau de baignade, lieu où les gens demeurent lorsqu'ils ne sont pas en train de se baigner* ».

La plage de la zone de baignade I02 se situe à l'est du lac. Sur cette rive, la berge bétonnée présente une configuration en escaliers qui facilite l'accès des baigneurs à la zone de baignade proprement dite (figure n°7).

D'une longueur de 70 mètres, cette plage présente une couverture de type « engazonnée ».



Figure 7: photographie de la plage de la zone de baignade du lac du Ry Jaune à Cerfontaine – I02 (Photographie prise le 03/06/2010).

3 Etat de la masse d'eau

Sur la base des données récoltées auprès du Service Public de Wallonie (SPW), la masse d'eau SA02L présente un risque écologique indéterminé à l'horizon 2015.

En Région wallonne, un réseau de surveillance de 440 stations assure le contrôle de la qualité physico-chimique des masses d'eau réparties dans les 15 sous-bassins hydrographiques wallons. Le nombre de paramètres contrôlés varie entre 20 et 100 parmi lesquels se distinguent plusieurs grandes familles : substances inorganiques, substances eutrophisantes, métaux et métalloïdes, etc.

La station physico-chimique de référence de la zone de baignade I02, est la station du Ry Jaune (station n°4025 située sur le ruisseau du Ry Jaune, quelques mètres en amont de sa confluence avec le lac) dont les coordonnées Lambert sont les suivantes (localisation à la figure n°8):

- X : 154024 ;
- Y : 99582.

Vu la localisation de la station à l'amont du lac, il est possible que les observations présentées ci-dessous soient légèrement différentes de la situation existante sur le lac vu qu'elles se réfèrent à la qualité physico-chimique d'un affluent qui alimente un lac dans lequel ces paramètres physico-chimiques subissent quelques modifications.

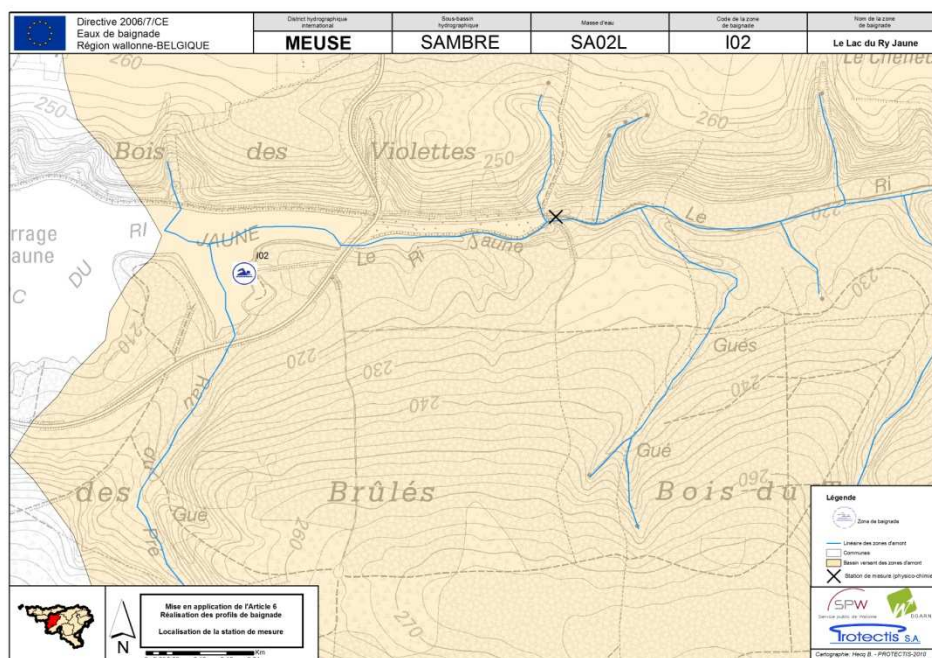
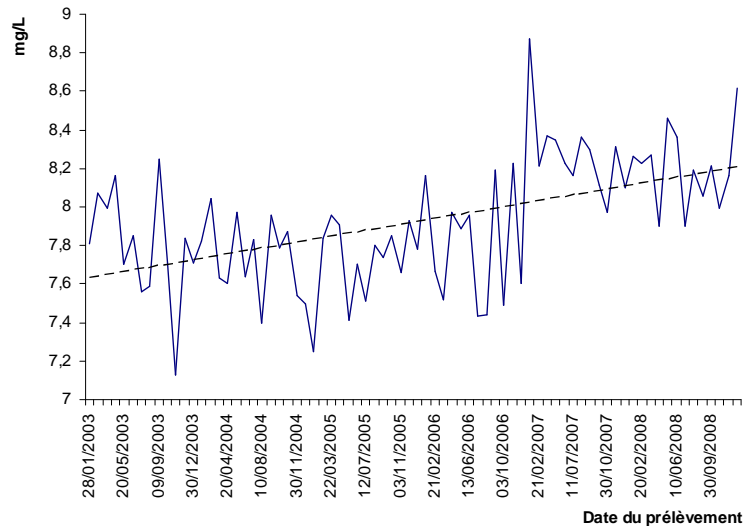


Figure 8 : localisation géographique de la station physico-chimique de référence de la zone de baignade I02. Source des données : SPW, 2009

Sur la base des données récoltées entre 2003 et 2008, l'évolution de certains paramètres intéressants est présentée ci-dessous.

Acidification

Depuis 2003, on observe que le pH moyen de la masse d'eau SA02L a légèrement augmenté (cf. figure n°9), ce qui est semblable à la tendance générale observée au niveau wallon depuis 1975 (augmentation des valeurs de pH).



**Figure 9 : évolution du pH entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau SA02L.
Source des données : SPW/DGARNE, 2009**

Nitrates

Parmi les autres paramètres contrôlés, on observe une légère augmentation des nitrates (cf. figure n°10) entre 2003 et 2008. Même si les sols contiennent naturellement des nitrates (en faible quantité), l'origine principale reste domestique et/ou agricole. L'explication de cette augmentation est donc à chercher au sein de ces deux secteurs d'activités.

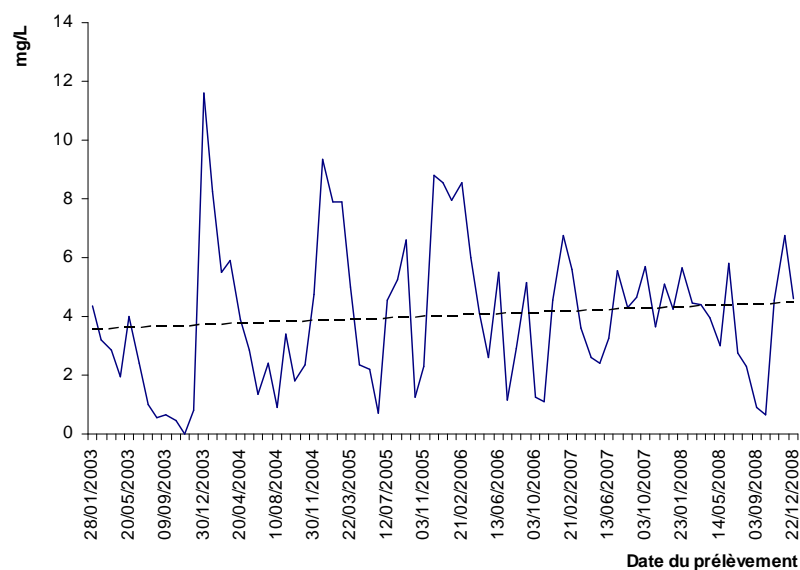


Figure 10 : évolution des concentrations en nitrates (NO₃⁻) entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau SA02L. Source des données : SPW/DGARNE, 2009

Sur cette figure, on observe également des pics saisonniers qui interviennent souvent à la sortie de l'hiver (février-mars). Ces pics sont fortement liés aux précipitations qui sont importantes à ce moment de l'année. Le lessivage « intense » des terres à cette période explique en partie l'existence de ces pics saisonniers.

Phosphore

La figure n°11 présente l'évolution des concentrations en phosphore relevées sur le Ry Jaune entre 2003 et 2008. Sur cette figure, on observe une stabilisation des concentrations en phosphore.

Théoriquement les pics de concentration en phosphore sont observés à la fin de l'hiver et au début du printemps, en lien avec les phénomènes de ruissellement de forte intensité. Dans notre cas (en dehors des pics « extrêmes »), les pics de concentration sont surtout présents durant la période estivale, période au cours de laquelle la pression touristique est la plus forte.

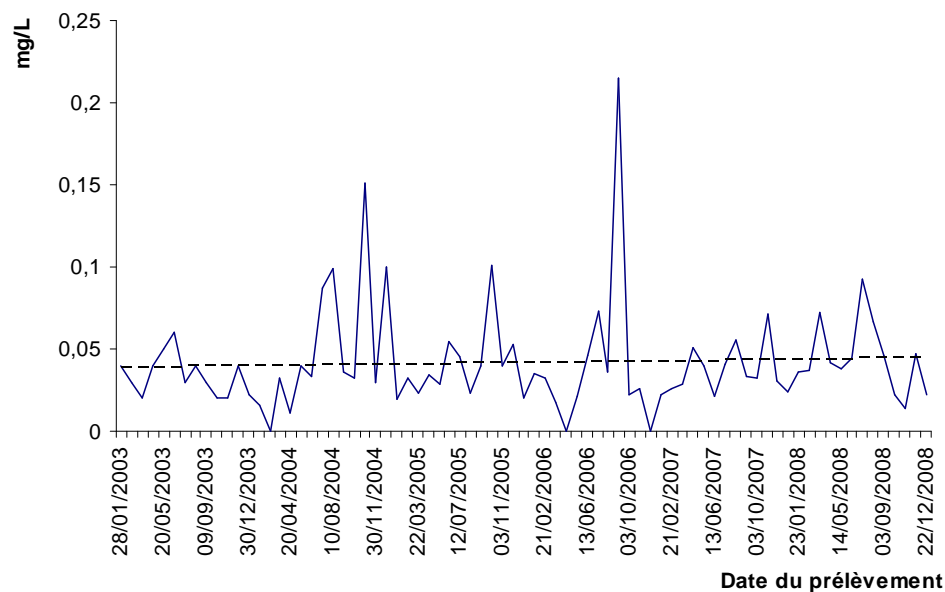


Figure 11 : évolution des concentrations en phosphore (P) entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau SA02L. Source des données : SPW/DGARNE, 2009

Le phosphore est l'élément chimique limitant des milieux naturels d'eau douce, souvent responsable du déclenchement des processus d'eutrophisation qui interviennent régulièrement en période estivale.

Sulfates

En ce qui concerne l'évolution des sulfates, on observe que la masse d'eau suit la tendance générale observée au niveau wallon (diminution des concentrations en sulfates, cf. figure n°12).

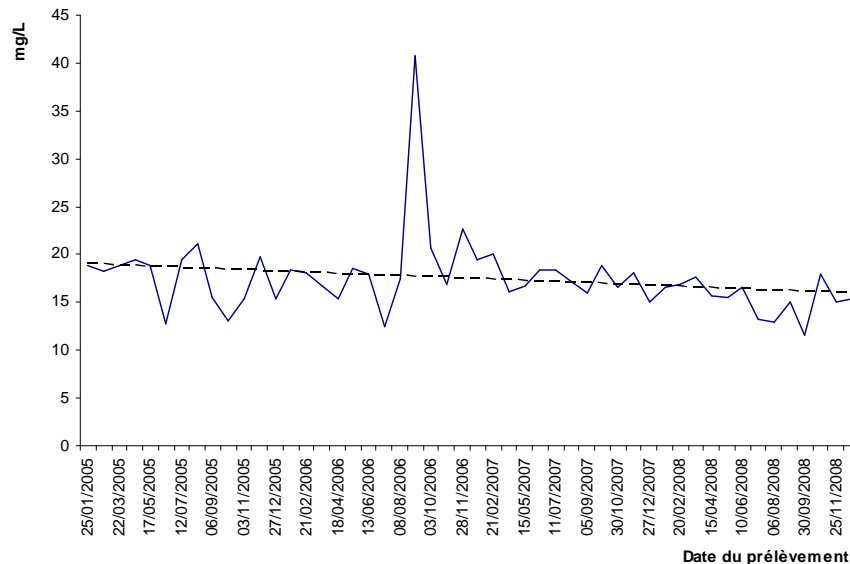


Figure 12: évolution des concentrations en sulfates (SO_4^{2-}) entre 2003 et 2008 pour la masse d'eau SA02L. Source des données : SPW/DGARNE, 2009

Températures

La figure n°13 présente l'évolution mensuelle de la température de l'eau sur la zone de baignade I02 entre 2003 et 2008. Sur cette figure, on observe qu'en été (période de fréquentation maximale), la température moyenne du ruisseau varie entre 15 et 20°C. On observe également des températures moyennes moins élevées au cours des années 2007 et 2008.

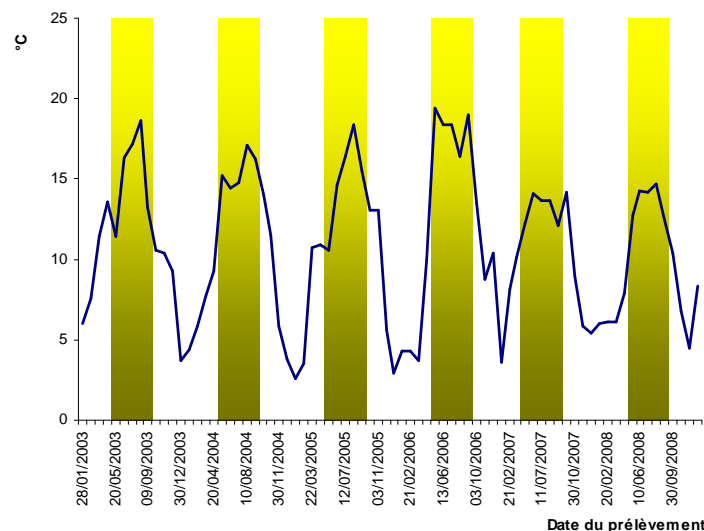


Figure 13: variations mensuelles des températures de l'eau pour le ruisseau du Ry Jaune entre 2003 et 2008. Les périodes jaunes correspondent à la période théorique de baignade. Source : SPW/DGARNE, 2009

En complément des données issues de la station de référence, qui concernent l'affluent principal du lac, plusieurs paramètres ont été mesurés **sur ce lac** en 2002 et 2003 lors de la réalisation du « *Schéma directeur intégré pour la préservation de la qualité de l'eau et la valorisation écologique des lacs de l'Eau d'Heure dans le cadre du développement touristique et économique du site* » (IGRETEC, 2004).

A l'inverse des deux grands lacs qui ne connaissent pas de stratification (suite à leurs échanges d'eaux), cette dernière se met en place sur le lac du Ry Jaune à partir du mois d'avril jusqu'à fin septembre ; période au cours de laquelle les eaux de la couche plus profonde peuvent devenir anoxiques.

Les paramètres physico-chimiques étudiés lors de ce schéma directeur, sont présentées ci-dessous.

Conductivité

Comme on l'observe à la figure n°14, la conductivité varie peu sur le lac du Ry Jaune à l'échelle annuelle. Elle présente une valeur moyenne de l'ordre de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$; valeur plus faible que celle observée sur le lac de la Plate-Taille (270 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

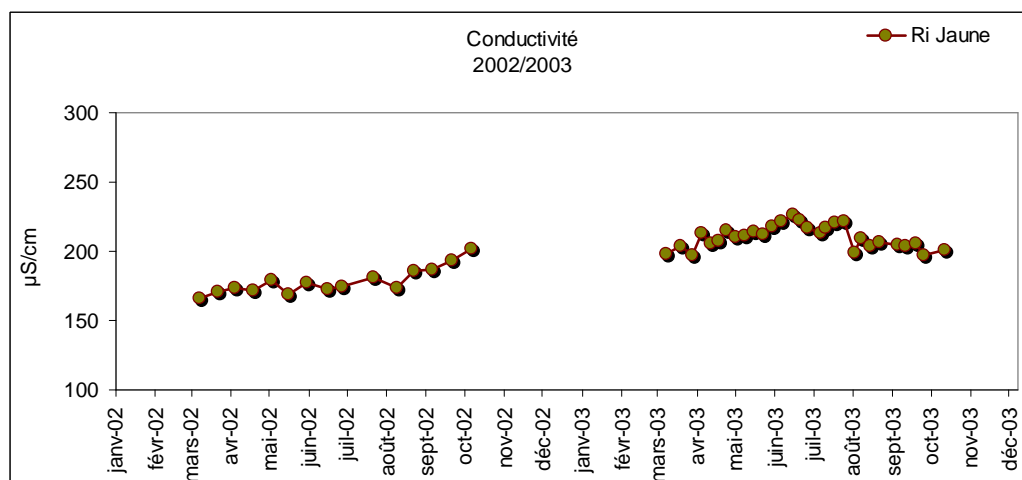


Figure 14 : évolution de la conductivité au lac du Ry Jaune en 2002 / 2003 (à environ 1 m de profondeur). Source : IGRTEC, 2004.

Transparence

A l'inverse du lac de la Plate-Taille dont la transparence de l'eau est en lien direct avec la densité zooplanctonique (le lac est d'autant plus transparent que la densité est élevée), la transparence du lac du Ry Jaune est liée à la présence de substances humiques qui limitent à plus ou moins 4 mètres la zone photique (figure n°15).

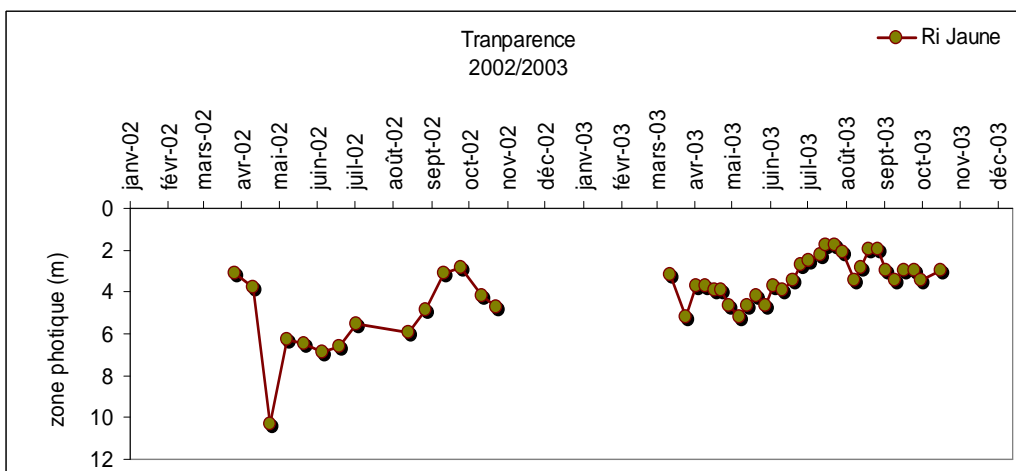


Figure 15 : évolution de la transparence de l'eau (zone phototique) au lac du Ry Jaune en 2002 / 2003. Source : IGRETEC, 2004.

Phosphore total

La figure n°16 présente l'évolution de la concentration en phosphore total au cours de l'année 2003. La diminution générale observée au cours de l'année s'explique par l'assimilation du phosphore par les végétaux aquatiques (IGRETEC, 2004). On note également une valeur moyenne non négligeable de l'ordre de 34 $\mu\text{g/L}$, ce qui est comparable à la moyenne observée au cours des années 2003 à 2008.

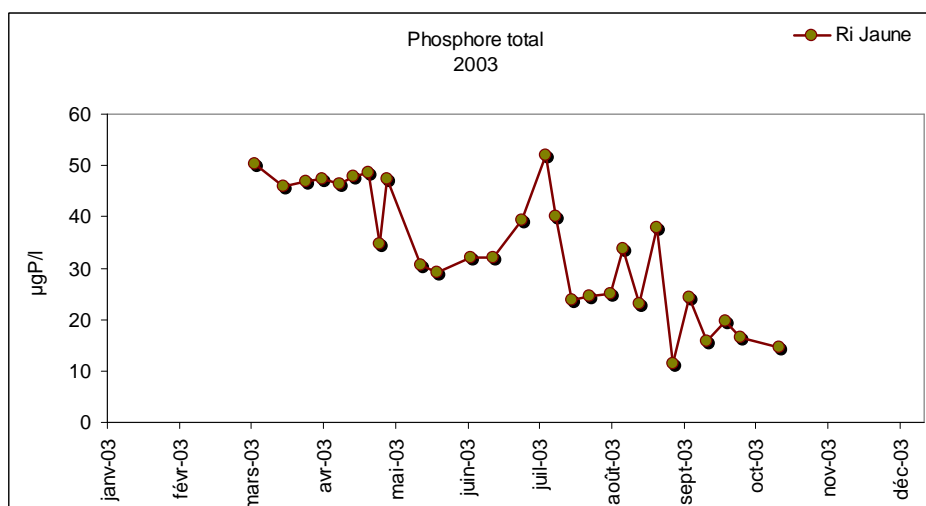


Figure 16 : évolution des concentrations en phosphore total au lac du Ry Jaune en 2002 / 2003. Source : IGRETEC, 2004.

Carbone organique dissous

Sur le lac du Ry Jaune, on observe que la concentration en carbone dissous varie entre 1,7 et 5,2 mg/L au cours de l'année 2003 et qu'elle présente une valeur moyenne proche de 2,8 mg/L. On constate également un pic de concentration au courant du mois d'août suivi d'un

fort développement d'algues mixotrophes (capables d'utiliser deux sources d'énergie : photosynthèse ou phagocytose de bactéries) (IGRETEC, 2004).

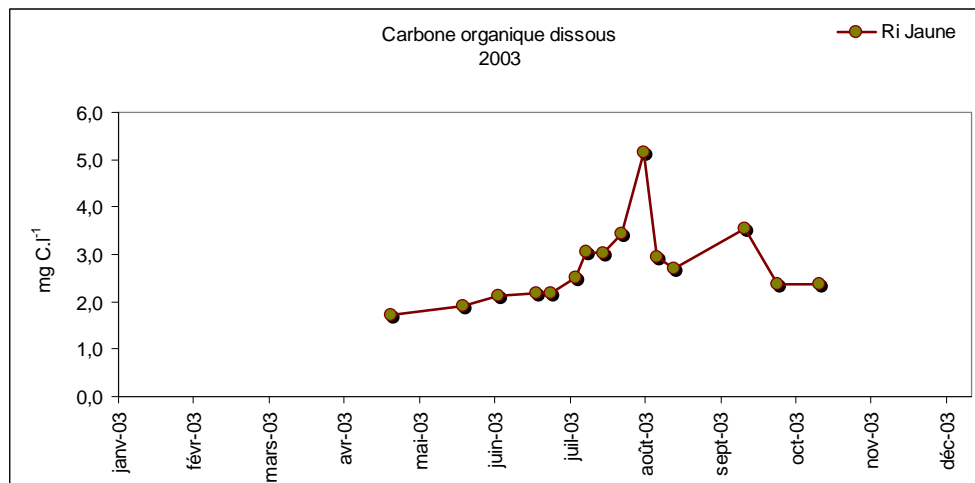


Figure 17 : évolution des concentrations en carbone organique dissous au lac du Ry Jaune en 2002 / 2003. Source : IGRETEC, 2004.

Températures

La figure n°18 présente l'évolution des températures moyennes de l'eau du lac relevées au cours des années 2002 et 2003. Sur cette figure, on observe que la température de l'eau présente des valeurs maximales au cours de la saison estivale, période durant laquelle la température de l'eau oscille entre 20 et 25°C (valeurs comparables à celles observées sur l'affluent principal du lac), voir plus au cours de l'année 2003.

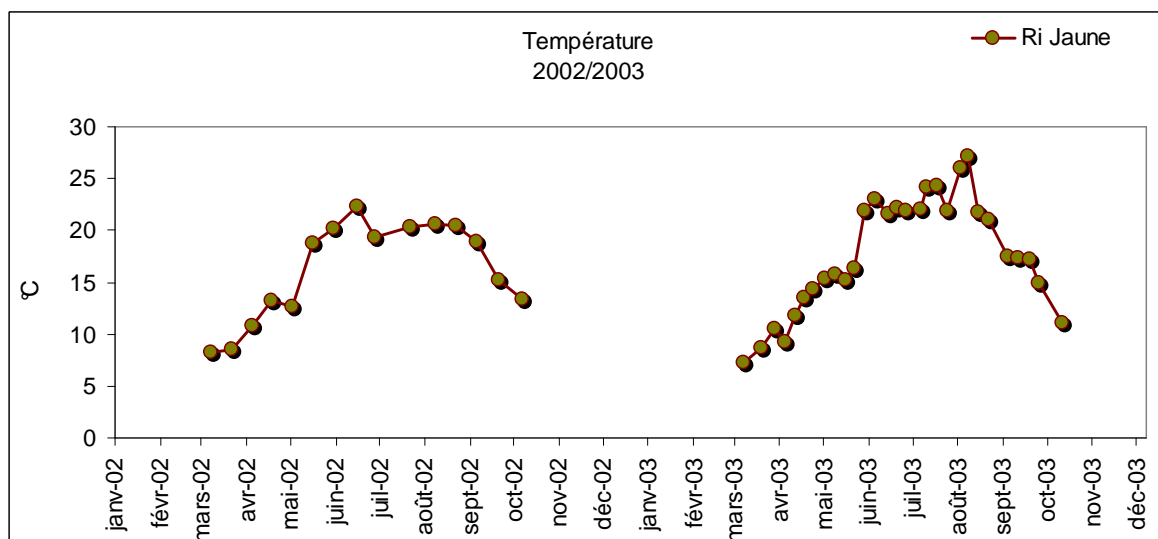


Figure 18: évolution des températures du Ry Jaune au cours des années 2002 et 2003. Source: IGRETEC, 2004.

4 Utilisation des données historiques

4.1 Introduction

L'analyse et l'interprétation des données bactériologiques historiques apportent des éléments explicatifs supplémentaires quant à l'évolution de la qualité des zones de baignade au fil du temps. Comparées à d'autres paramètres, ces données bactériologiques permettent d'identifier certains éléments spatiaux et/ou temporels expliquant toute amélioration ou dégradation de la qualité bactériologique de la zone de baignade (événements météorologiques, dysfonctionnement du réseau d'assainissement, fréquentation touristique, intensification des pratiques agricoles, etc.).

En général, l'analyse des données récoltées au cours des dix dernières années suffit à identifier les tendances évolutives de la zone de baignade même si l'utilisation de données plus anciennes permet d'observer l'impact des facteurs climatiques d'occurrence rare (AESN, 2009).

Cette partie descriptive répond aux exigences de la Directive 2006/7/CE qui recommande « *de décrire les caractéristiques physiques, géographiques et hydrologiques des eaux de baignade et des autres eaux de surface du bassin versant des eaux de baignade concernées, qui pourraient être sources de pollutions, pertinentes aux fins de l'objectifs de la Directive concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade⁶ et tel que prévu par la Directive cadre sur l'eau⁷* » (point « a », article 1^{er} de l'Annexe III de la Directive 2006/7/CE). De même, en identifiant certaines causes de pollution qui pourraient affecter les eaux de baignade et la santé des baigneurs, l'utilisation des données historiques permet également de répondre positivement au point « b » de ce même article (identification et évaluation des sources de pollution).

Au niveau régional wallon, c'est l'Administration⁸ qui s'occupe de centraliser, d'analyser et de diffuser les données bactériologiques qui sont récoltées chaque année, au cours de la saison balnéaire, sur chaque zone de baignade officiellement désignée.

Comme précisé précédemment, des prélèvements hebdomadaires sont réalisés, durant la saison balnéaire, dans chaque zone de baignade wallonne.

⁶ 2006/7/CE du 15 février 2006.

⁷ 2000/60/CE du 23 octobre 2000.

⁸ Service Public de Wallonie-Direction Générale opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et environnement – Département de l'Environnement et de l'Eau – Direction des Eaux de surface.

4.2 Paramètres bactériologiques

L'évaluation de la qualité bactériologique des eaux de surface (analyse microbiologique), s'appuie sur la présence de bactéries indicatrices qui révèlent l'existence d'une contamination fécale de l'eau analysée. De plus, l'abondance des bactéries est une indication fiable du niveau de risque de présence de micro-organismes pathogènes (Garcia-Armisen, ULB, 2006).

Utilisés depuis plusieurs dizaines d'années en tant qu'indicateurs de contamination fécale, les coliformes fécaux ainsi que les coliformes totaux sont peu à peu abandonnés pour être remplacés par *E. coli* et les entérocoques intestinaux, qui sont des indicateurs de contamination fécale bien plus spécifiques.

En cas de contamination fécale récente, on constate généralement une concentration en coliformes totaux 5 fois plus élevées que *E. coli* dont la concentration reste tout de même 2 à 3 fois plus élevée que celle des entérocoques intestinaux dans les mêmes conditions. De plus, la résistance légèrement plus importante, des entérocoques intestinaux, par rapport aux *E. coli*, permet d'identifier des contaminations fécales plus anciennes.

Au niveau taxonomique, les coliformes fécaux sont majoritairement constitués d'*E. coli* mais comprennent aussi des *Klebsiella*, des *Enterobacter* et des *Citrobacter* (Garcia-Armisen, ULB, 2006).

Une étude de corrélation basée sur un total de plus de 1500 prélèvements réalisés en Région wallonne (principalement entre 2006 et 2008) permet d'illustrer cette observation. Le pourcentage de corrélation entre les 4 paramètres bactériologiques mesurés lors de ces 1500 prélèvements a également été calculé. Les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 6 : coefficients de corrélation entre les différents paramètres bactériologiques relevés dans les cours d'eau et plans d'eau wallons entre 2006 et 2008.

Source des données: SPW/DGARNE, 2010

	<i>Coliformes fécaux</i>	<i>Coliformes totaux</i>	<i>E. coli</i>	<i>Entérocoques intestinaux</i>
<i>Coliformes fécaux</i>	1	0,7047	0,8944	0,4906
<i>Coliformes totaux</i>	0,7047	1	0,6767	0,365
<i>E. coli</i>	0,8944	0,6767	1	0,4913
<i>Entérocoques intestinaux</i>	0,4906	0,365	0,4913	1

A titre d'exemple, la figure n°19 montre la forte corrélation (89,4%) qui existe entre *E. coli* et les coliformes fécaux.

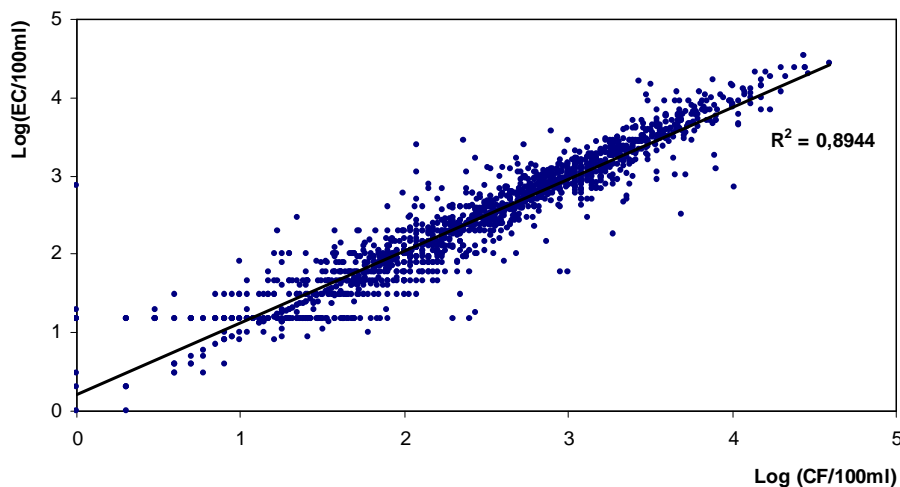


Figure 19: corrélation entre le nombre de coliformes fécaux (logarithme du nombre de CFU/100ml) et le nombre d'*E. coli* (logarithme du nombre de CFU/100ml) dans les rivières et plans d'eau wallons entre 2006 et 2008.

Source des données: SPW/DGARNE, 2010

Historiquement, le rapport entre les coliformes fécaux et les entérocoques intestinaux était utilisé pour déterminer l'origine animale ou humaine d'une pollution fécale. Actuellement, ce rapport n'est plus utilisé car plusieurs études ont démontré son manque de spécificité dans diverses situations. A terme, le développement et l'utilisation d'une méthodologie analytique spécifique qui détermine avec certitude l'origine des bactéries permettra d'affiner l'identification des sources de contamination de la zone de baignade (Pourcher, 2009).

4.3 Présentation des données

4.3.1 Historique de conformité des zones de baignade et tendance générale

Une zone de baignade est déclarée non-conforme lorsque certains de ses paramètres bactériologiques dépassent des valeurs seuils définies au niveau européen (tableaux n° 7 et 8). La nouvelle Directive (2006/7/CE) se base uniquement sur les entérocoques intestinaux et *E. coli* dont les valeurs seuils reposent sur une étude épidémiologique de l'OMS (tableau n°8).

Tableau 7 : valeurs seuils pour les paramètres bactériologiques concernés par l'ancienne Directive (76/160/CE).

PARAMETRES	NORME GUIDE (CFU/100ml)	NORME IMPERATIVE (CFU/100ml)
<i>Coliformes totaux</i>	500	10 000
<i>Coliformes fécaux</i>	100	2 000
<i>Streptocoques fécaux</i>	100	-

La norme guide correspond à la valeur seuil du niveau de bonne qualité des eaux de baignade. Quant à la norme impérative, elle correspond à la limite à ne pas dépasser pour éviter le classement d'une eau de baignade dans la catégorie « non-conforme ».

Tableau 8 : valeurs seuils pour les paramètres bactériologiques concernés par la nouvelle Directive (2006/7/CE, annexe II) (* : évaluation au 95^e percentile ; ** : évaluation au 90^e percentile).

PARAMETRES	EXCELLENTE QUALITE (CFU/100ml)	BONNE QUALITE (CFU/100ml)	QUALITE SUFFISANTE (CFU/100ml)
<i>Entérocoques intestinaux</i> (=SF)	200	400*	330**
<i>Escherichia coli</i>	500	1 000*	900**

Suite à la mise en application de la nouvelle Directive, une zone est désormais non-conforme (qualité « insuffisante ») si, sur la base de l'ensemble des résultats des paramètres bactériologiques, les valeurs du percentile 90 dépassent les valeurs seuils déterminées pour le niveau de qualité « suffisant » (cf. annexe II de la Directive 2006/7/CE). De plus, selon l'article 4 de la Directive 2006/7/CE, les évaluations de la qualité des eaux de baignade seront en général, déterminées sur la base de l'ensemble des données relatives à la qualité des eaux récoltées sur la période de baignade et sur celles des trois saisons précédentes.

Le tableau n°9 présente l'évolution de la conformité de la zone de baignade I02 de 1982 à 2009 sur la base des paramètres de la Directive 76/160/CE⁹. Au cours de ces 28 années, on remarque que la zone de baignade du lac du Ry Jaune n'a été déclarée non-conforme qu'à deux reprises et qu'elle a présenté régulièrement des eaux d'excellente qualité.

Tableau 9: historique de conformité des zones de baignade wallonnes.
(Rouge = non conforme - vert = zone respectant les normes impératives - bleu = zone respectant les normes guides).

Source : SPW/DGARNE, 2009

Années	82	83	84	85	86	87	88	89	1990	91	92	93	94	95	NOM DES STATIONS
	vert	vert	bleu	vert	bleu	vert	bleu	bleu	bleu	vert	rouge	vert	vert	rouge	LE LAC DU RY JAUNE
Années	96	97	98	99	2000	01	02	03	04	05	06	07	08	09	NOM DES STATIONS
	vert	vert	bleu	bleu	vert	vert	vert	vert	bleu	bleu	bleu	bleu	vert	bleu	LE LAC DU RY JAUNE

⁹ En effet, en Région wallonne, la nouvelle Directive sur les eaux de baignade est entrée en application courant 2010.

4.3.2 Données relatives à la saison balnéaire 2010

Le tableau n°10 présente le résultat des échantillons relevés sur la zone de baignade I02, au cours de la saison balnéaire 2010.

Tableau 10 : résultats bactériologiques des échantillons prélevés en 2010 sur la zone de baignade I02.
Source : SPW/DGARNE, 2010

Date du prélèvement	Entérocoques intestinaux (CFU)	E. coli (CFU)
08/06/2010	15	15
15/06/2010	30	15
22/06/2010	15	< 15
29/06/2010	61	30
06/07/2010	195	126
13/07/2010	408	292
20/07/2010	109	309
27/07/2010	110	30
03/08/2010	30	30
10/08/2010	< 15	< 15
17/08/2010	215	197
24/08/2010	30	15
31/08/2010	< 15	45
07/09/2010	< 15	61
14/09/2010	15	30

En 2010, un seul prélèvement sur un total de 15 a présenté des concentrations en entérocoques intestinaux non-conformes (seulement 8 CFU au-delà de la limite de non-conformité, soit un dépassement de 2% des concentrations autorisées).

Reportés à l'échelle annuelle et selon les normes de la nouvelle directive (résultats des 4 dernières années pris en compte), les prélèvements réalisés en 2010 identifient la zone comme étant une zone d'excellente qualité au cours de l'année 2010.

4.3.3 Evolution quantitative annuelle des paramètres bactériologiques

Sur la base de l'analyse des résultats des prélèvements effectués depuis 1982 dans la zone I02, l'évolution quantitative de deux paramètres bactériologiques a pu être réalisée (les E. coli et les entérocoques intestinaux). Les figures n°20 et 21 présentent respectivement l'historique de l'évolution des concentrations en E. coli et entérocoques intestinaux. En ce qui concerne l'évolution des E. coli, l'historique des données disponibles ne permet pas de déterminer une tendance nette même si cette dernière est à l'augmentation au cours des dernières années (2006 à 2009).

Par contre, en ce qui concerne l'évolution des entérocoques intestinaux à la figure n°21, la tendance haussière se confirme.

Malgré l'augmentation sensible des concentrations en *E. coli* et entérocoques depuis plusieurs années, les concentrations moyennes actuelles sont encore bien loin de la limite correspondant au dépassement de seuil.

Cependant, lorsque l'on s'intéresse à l'évolution des concentrations depuis 2000, on observe une inversion de tendance liée à l'amélioration de la qualité des eaux de la zone I02.

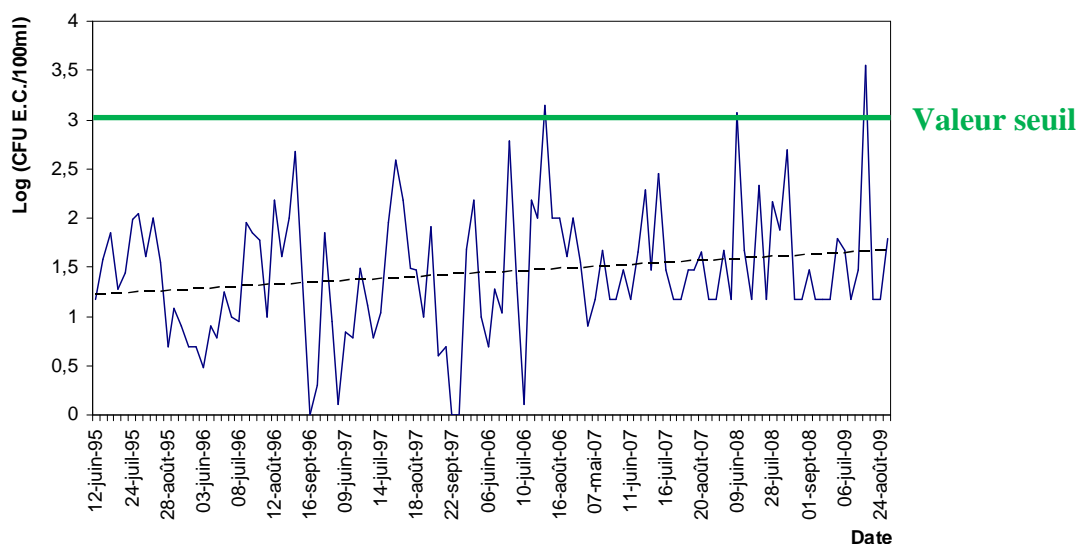


Figure 20: évolution des concentrations en *E. coli* (Log) sur la zone de baignade I02 entre 1995 et 1997 ainsi qu'entre 2006 et 2009 (n=120). Source des données: SPW/DGARNE, 2010

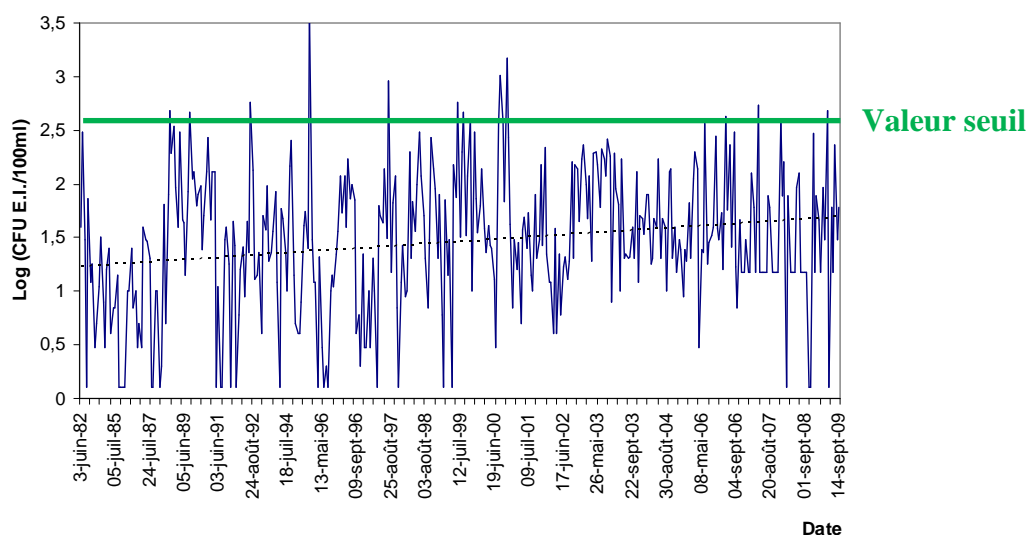


Figure 21: évolution des concentrations en Entérocoques intestinaux (Log) sur la zone de baignade I02 entre 1982 et 2009 (n=375). Source des données: SPW/DGARNE, 2010

4.4 Analyse des contaminations

La saison balnéaire s'étend du 15 juin au 15 septembre, soit 4 mois consécutifs au cours desquels certaines activités peuvent être plus intenses à un moment qu'à un autre et engendrer une augmentation des contaminations bactériologiques dans la zone de baignade.

Pour chaque zone de baignade, sur la base des données historiques disponibles, une analyse mois par mois a été réalisée afin pour déceler un éventuel lien entre la contamination et la période au cours de laquelle sont prélevés les échantillons.

Dans cette analyse, seuls les entérocoques intestinaux ont été pris en compte. En effet, l'historique des données bactériologiques relatives à la concentration en *E. coli* n'était pas aussi important et n'aurait pas permis d'obtenir un panel d'échantillons suffisamment grand, ce qui aurait compromis l'interprétation des résultats. Le seuil de non-conformité étant fixé à 400 CFU/100ml pour les entérocoques, c'est cette limite qui a été retenue pour sélectionner l'ensemble des données historiques relatives aux prélèvements en zone de baignade.

En ce qui concerne la zone de baignade I02, le faible nombre d'échantillons non-conformes (12 sur 375 prélèvements réalisés) ne permet pas de présenter des résultats objectifs qui puissent servir de base à l'identification de sources de contamination potentielles. Pour cette raison, ce point ne pourra faire l'objet d'une étude approfondie dans cette section.

Le tableau ci-dessous présente tout de même, pour la zone de baignade I02, et pour chaque mois, entre mai et septembre, le pourcentage des contaminations imputable à chacun de ces mois. Cette évaluation, basée sur une moyenne mensuelle, pourrait donner un poids plus important à des tendances historiques (disparues ou non). Cependant, une analyse plus fine, sur des cycles plus courts, n'aurait pas été possible vu la faible taille de l'échantillon disponible au final. Dans cette optique, un travail complémentaire pourrait être mené, zone par zone, afin d'affiner la répartition des contaminations mensuelles.

Tableau 11 : historique de la répartition (en pourcent) des contaminations au cours d'une saison balnéaire
Historique des données : du début des données disponibles (différent pour chaque zone) jusqu'à 2009
(N=nombre d'échantillons où la concentration en Entérocoques intestinaux est >400 CFU/100ml)
Source des données: SPW/DGARNE, 2019.

CODE	NOM	n	MAI	JUIN	JUILLET	AOUT	SEPTEMBRE
I02	LE LAC DU RY JAUNE	12	0	0	0,67	0,25	0,08

4.5 Températures estivales

Comme le montrent les figures n°13 et 18, la température de l'eau en amont de la zone de baignade présente des valeurs maximales au cours des mois de juillet et d'août. Au cours de cette période estivale, la température de l'eau varie de 20 à 25°C en fonction des années. Cette observation pourrait signifier que les températures estivales favorisent la contamination de la zone de baignade.

Même si d'un point de vue touristique, les afflux sont fortement corrélés aux températures, cette observation n'est pas du tout valable au niveau physico-chimique. En effet, la décroissance des bactéries dans l'eau augmente quand la température augmente également.

Les températures estivales ne permettent donc pas d'expliquer la hausse de contamination observée au cours des mois de juillet et d'août. L'évolution de ce paramètre physico-chimique n'est donc pas en lien avec les éventuelles contaminations de la zone de baignade.

5 Caractéristiques hydrologiques de la zone de baignade

5.1 Réseau hydrographique

Le lac du Ry Jaune reçoit les eaux de deux affluents qui drainent des bassins versant de quelques dizaines de kilomètres carrés. Le tracé ainsi que le nom de ces deux affluents sont repris à la figure n°22. Sur cette figure, on observe que le ruisseau du Ry Jaune s'étend selon un axe est-ouest en recevant régulièrement les eaux de plusieurs petits affluents.

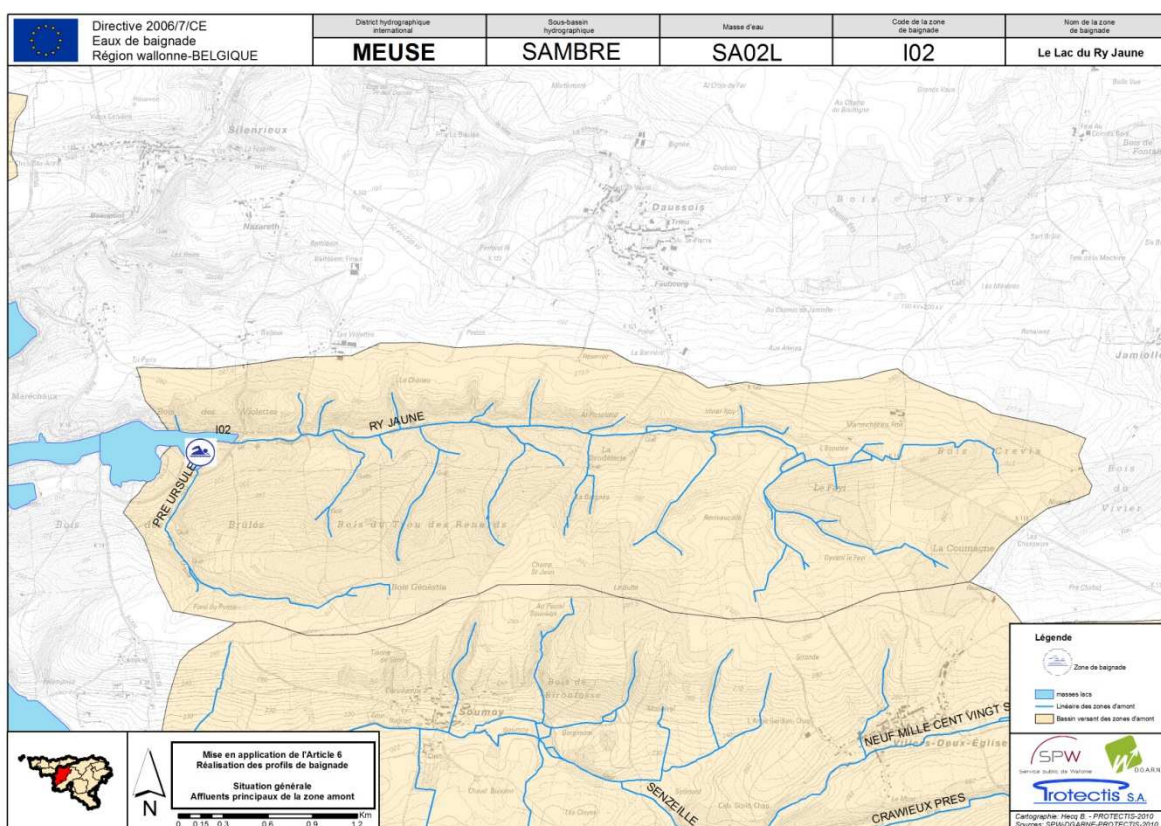


Figure 22: cartographie générale de la zone de baignade I02.
Source des données : SPW

A l'opposé des lacs de l'Eau d'Heure et de la Plate-Taille dont les niveaux varient sans cesse, le niveau du lac du Ry Jaune est constant tout au long de l'année.

5.2 Pluviométrie

5.2.1 Localisation du pluviomètre et régime des précipitations

Le réseau de mesure du SPW (Service d'Etudes Hydrologiques – SETHY) dispose d'une série de 91 pluviomètres automatiques qui sont répartis au sein de la Wallonie. De manière générale, aucun pluviomètre n'est localisé à proximité immédiate des 36 zones de baignade wallonnes. Pour estimer correctement les quantités de précipitations relatives à ces zones de baignade, les données moyennées de plusieurs pluviomètres, distants de quelques kilomètres, ont été utilisées. En ce qui concerne la zone de baignade I02, les pluviomètres de Plate-Taille (2km), Senzeilles (7,5km) et Sivry (9km) ont servi de référence (cf. figure n°23).

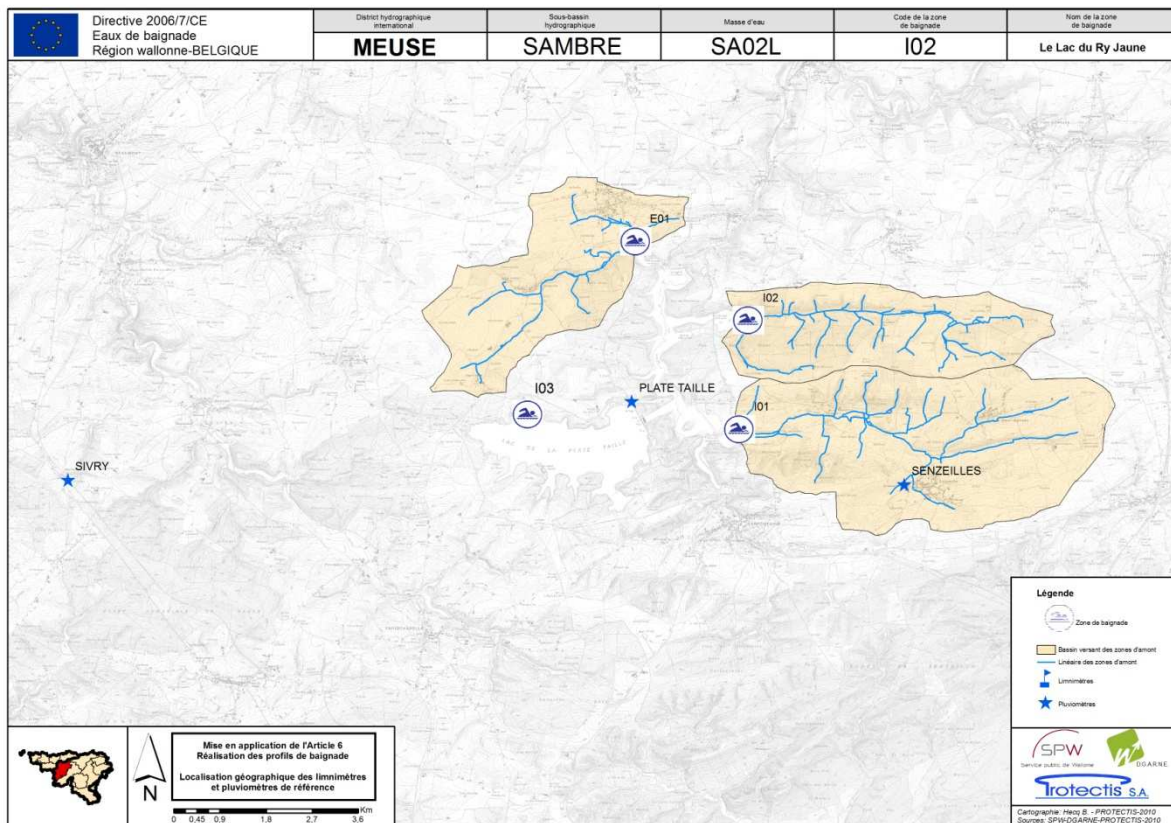


Figure 23: localisation géographique des pluviomètres de référence relatifs à la zone de baignade I02.
Source des données: SPW/SETHY, 2010

5.2.2 Influence éventuelle des pluies sur la qualité bactériologique

Certains évènements climatiques particuliers conditionnent la qualité bactériologique des zones de baignade. Le régime des pluies jouant souvent en défaveur de la qualité des zones de baignade :

- Lorsque les précipitations sont déficitaires (plusieurs jours de suite), le débit des cours d'eau diminue. A pollution bactériologique constante, ce phénomène entraîne une augmentation de la contamination bactérienne. En période estivale, ce phénomène est d'autant plus important qu'il est lié à un niveau de fréquentation touristique très important;
- Lorsque les précipitations sont relativement importantes (plusieurs jours consécutifs), le débit des cours d'eau augmente. Malheureusement, dans ce cas, la pollution bactérienne n'est pas constante, ce qui conduirait à une diminution de la concentration bactérienne par temps de pluie. Non seulement les terres sont lessivées (ruissellements contaminés par les épandages, stockage de lisier, origine tellurique, etc.), mais il arrive également que les déversoirs d'orage rejettent de l'eau non épurée via leur by-pass, lorsque les stations d'épuration reçoivent trop d'intrants (ce qui arrive souvent en cas de fortes pluies). De plus, les sédiments contaminés présents dans le fond du cours d'eau sont remis en suspension.

En Région wallonne, les précipitations jouent un rôle non négligeable dans le processus de contamination des zones de baignade. En effet, il y pleut en moyenne 200 jours par an, ce qui correspond à une quantité annuelle de plus ou moins 800 mm d'eau.

Les données pluviométriques de trois villes représentatives des trois principales régions géographiques wallonnes (Basse-Belgique, Moyenne-Belgique et Haute-Belgique) sont présentées aux figures n°24, 25 et 26. Sur ces figures, on observe bien le « pic pluviométrique » qui intervient au cours des mois de juillet et d'août.

On note également la présence d'un pic pluviométrique similaire au mois de mai. Cependant, peu de contaminations surviennent durant le mois de mai dans les zones de baignade wallonnes alors qu'il n'en est pas de même pour les mois de juillet et d'août au cours desquels la fréquence de contamination est bien plus importante.

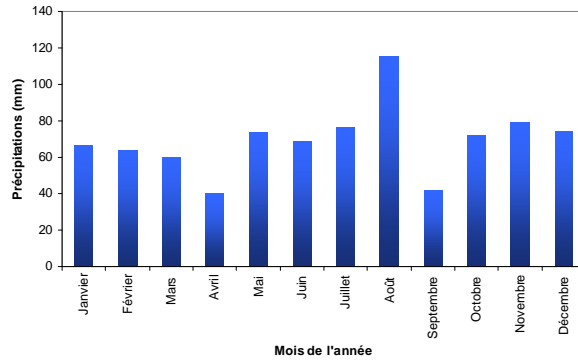


Figure 24: pluviométrie annuelle moyenne en Basse-Belgique (Chièvres/altitude de 52m) entre 2002 et 2009.

Source des données : site internet des voies hydrauliques

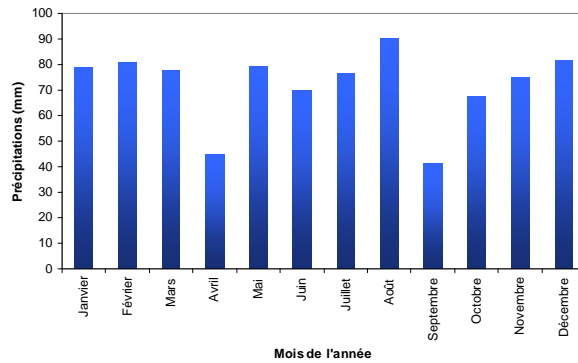


Figure 25: pluviométrie annuelle moyenne en Moyenne-Belgique (Monceau-sur-Sambre/altitude:130m) entre 2002 et 2009.

Source des données : site internet des voies hydrauliques

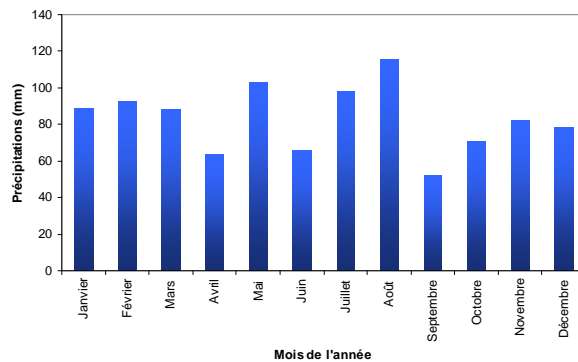


Figure 26: pluviométrie annuelle moyenne en Haute-Belgique (Erezée /altitude:320m) entre 2002 et 2009.

Source des données : site internet des voies hydrauliques

Sur la base des éléments exposés au point 4.4 et au chapitre 5, deux éléments pourraient expliquer la contamination des zones de baignade au cours des mois de juillet et d'août :

- une augmentation de la fréquentation touristique ;
- une influence du régime pluviométrique.

Seul le régime pluviométrique sera abordé dans cette section. Le secteur du tourisme et son impact sur la qualité des zones de baignade sera pris en compte dans le chapitre 6 au point 6.6.

Pour tenter d'établir un éventuel lien entre la contamination de certaines zones de baignade et la pluviométrie, l'Institut Royal Météorologique (IRM) a réalisé en 2008, une étude pour le compte de la Direction des Eaux de Surface (SPW-IRM, 2008).

Le but de cette étude était de déterminer si la « non-conformité » de certains échantillons prélevés sur le terrain pouvait être attribuée à des précipitations cumulées jugées « anormales », tombées dans la région du prélèvement au cours des trois derniers jours.

Par précipitations « anormales », l'IRM entend : « *la valeur des précipitations sur une des trois durées considérées ici (1h, 2h et 24 h avec une période de retour d'un an), pour laquelle l'estimation maximale obtenue dépasse la valeur statistique de Namur* » (SPW-IRM, 2008). Ce sont donc des précipitations qui sont caractérisées par une période de retour moyenne d'au moins une année. Au final, cette étude de l'IRM identifiait clairement l'influence d'évènements pluvieux importants sur la contamination des zones de baignade.

Sur les 36 zones de baignades étudiées, plusieurs zones présentant des échantillons « non-conformes » étaient caractérisées par des précipitations « anormales » au cours des trois derniers jours (ce qui n'est pas le cas de la zone I02).

Pour compléter cette information, une analyse détaillée, propre à chaque zone de baignade, a été réalisée sur la base de données pluviométriques (pluviomètres du SPW) et de données bactériologiques (données des prélèvements hebdomadaires) récoltées entre le mois de mai 2005 et le mois de septembre 2008 (en complément de l'étude de l'IRM qui se basait sur une seule année).

Pour chaque zone de baignade, des graphiques annuels ont été réalisés. Ces graphiques, présentés à l'annexe n°2 permettent de suivre l'évolution des paramètres bactériologiques (résultats des analyses hebdomadaires) en fonction du régime pluviométrique spécifique à la zone de baignade (pluviométrie relevée par le(s) pluviomètre(s) de référence).

Sur ces graphiques, l'évolution des paramètres bactériologiques (*E. coli* principalement) ne suit pas vraiment l'évolution de la pluviométrie. En effet, lorsque le régime pluviométrique cumulé sur 3 jours (pics bleus plus ou moins larges) est relativement important sur une période de quelques jours précédant les prélèvements bactériologiques, on n'observe pas de pics correspondants pour les paramètres bactériologiques analysés¹⁰. De même, lorsque le régime des pluies cumulé sur 3 jours n'est pas important, on n'observe pas de faibles concentrations en *E. coli* et entérocoques. Seule l'année 2008 présente quelques similitudes entre le niveau de contamination et la fréquence des précipitations.

¹⁰ La situation observée sur plusieurs zones de baignade dans lesquelles certaines concentrations ponctuelles très importantes sont liées à la présence de pics pluviométriques, ne se retrouve même pas sur la zone I02.

Pour établir un éventuel lien entre le régime **global** des pluies et la contamination de la zone de baignade (2005 à 2008), un calcul de corrélation a été réalisé pour l'ensemble des données disponibles au cours de ces 4 années entre deux paramètres bactériologiques (les entérocoques intestinaux et les *E. coli*) et le régime des précipitations. Sur la base des coefficients obtenus, on observe que la contamination de la zone I02 n'est pas du tout corrélée aux régimes pluviométriques, qu'ils soient pris en compte sur 24h ou sur 72h (tableau n°12).

Tableau 12 : corrélation entre les événements pluviométriques et les paramètres bactériologiques pour les 36 zones de baignade de la région wallonne.

[C.C. = Coefficient de corrélation, 24h = régime pluviométrique mesuré sur une période de 24h et 72h = régime pluviométrique mesuré sur une période de 72h]

Source des données : SPW/DGO2 et SPW/DGARNE, 2009

Code	Nom	C.C. (24h-EC)	C.C. (72h-EC)	C.C. (24h-EI)	C.C. (72h-EI)
B04	PLAGE DE RENIPONT	-0,024	0,412	-0,024	0,315
E01	LAC DE FERONVAL	0,074	0,106	0,130	0,037
E02	LAC DE CLAIRE FONTAINE	0,104	0,390	-0,083	0,019
E03	GRAND LARGE A NIMY	-0,080	-0,095	-0,023	-0,040
E04	GRAND LARGE A PERONNES	0,208	0,180	0,111	0,182
E05	PLAN D'EAU DE LA MARLETTE (ADEPS)	0,054	0,552	0,233	0,216
F01	LAC DE ROBERTVILLE	0,057	0,273	-0,023	-0,037
F02	LAC DE BUTGENBACH	-0,001	0,087	0,223	0,117
F03	ETANG DE RECHT	0,149	0,400	0,250	0,395
F05	LA HOEGNE A ROYOMPRES	0,379	0,218	0,135	0,156
F06	L'OUR A OUREN	0,278	0,488	0,343	0,535
F10	L'AMBLEVE A NONCEVEUX	0,134	0,408	0,276	0,336
F18	L'AMBLEVE A COO	0,132	0,070	0,335	0,317
H01	VALLEE DE RABAIS	0,077	0,261	0,020	0,050
H02	ETANG DU CENTRE SPORTIF DE SAINT-LEGER	0,057	0,153	0,112	0,027
H03	LAC DE NEUFCHATEAU	0,107	0,473	0,166	0,591
H05	ETANG DU COMPLEXE SPORTIF DE LIBRAMONT	-0,125	0,093	-0,105	0,109
H06	LAC DE CHERAPONT	0,153	0,159	-0,063	-0,020
H07	LA SEMOIS A CHINY	0,451	0,479	0,262	0,496
H10	LA SEMOIS A LACUISINE	0,415	0,459	0,316	0,304
H16	LA SEMOIS A HERBEUMONT	0,516	0,654	0,311	0,440
H19	LA SEMOIS A BOUILLON	0,819	0,403	0,613	0,326
H23	L'OURTHE A MABOGE	0,468	0,292	0,447	0,315
H34	LA SEMOIS A BOUILLON	0,207	0,285	0,431	0,210
H35	L'OURTHE A HOTTON (CENTRE)	-0,003	0,047	0,133	-0,031
I01	LAC DE FALEMPRISE	-0,030	0,097	-0,0539	0,047
I02	LAC DU RY JAUNE A CERFONTAINE	-0,081	0,048	0,038	0,240
I03	LAC DE LA PLATE TAILLE	-0,101	-0,176	-0,058	0,030
I04	LAC DE BAMBOIS	0,014	-0,039	0,229	0,071
I11	LA SEMOIS A ALLE-SUR-SEMOIS	0,421	0,293	0,414	0,358
I12	LA SEMOIS A VRESSE-SUR-SEMOIS	0,063	0,277	0,393	0,282
I13	L'OURTHE A NOISEUX	0,233	0,235	0,196	0,206
I14	LA LESSE A PONT-A-LESSE	0,588	0,637	0,469	0,528
I15	LA LESSE A HULSONNIAUX	0,312	0,531	0,455	0,546
I16	LA LESSE A HOUYET	0,348	0,524	0,262	0,486
I20	LA LESSE A BELVAUX	-0,021	0,035	-0,019	0,151

Il est généralement admis que ce sont souvent les phénomènes pluvieux remarquables qui peuvent expliquer la contamination de certaines zones de baignade. A l'inverse, en l'absence de pluies, des contaminations importantes liées à d'autres paramètres (rejets par exemple) peuvent survenir, ce qui pourrait fausser la relation entre la pluviométrie et la contamination de certaines zones de baignade.

Dans cette optique, trois valeurs pluviométriques seuils ont été définies : deux se réfèrent à des périodes de retour théoriques (1 an et 6 mois) et une a été choisie arbitrairement (10 mm).

Les résultats de cette analyse figurent dans le tableau n°13. A la différence de l'IRM, nous ne disposons pas du même réseau de pluviomètres que l'IRM, ni des données issues du radar pluviométrique ce qui explique certaines différences dans le nombre d'échantillons « non-conformes » caractérisés par des précipitations « anormales » au cours des trois derniers jours.

Tableau 13 : concentrations en *E. coli* et entérocoques supérieures aux valeurs seuils pour des pluviométries cumulées sur 72h (46,5 mm, 38,8 mm et 10 mm) et 24h (33,9 mm, 27,9mm et 10 mm). Source des données : SPW/DGO2 et SPW/DGARNE, 2009

Période de retour		72h	24h
1 an (46,5 ou 33,9 mm)	Nombre de prélèvements pour lesquels la valeur des relevés pluviométriques sur les 72 (24) dernières heures était supérieure à 46,5 (33,9) mm	<u>2</u>	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en <i>E. coli</i> étaient supérieures à la valeur seuil (>1000 CFU/100ml)	0	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en entérocoques intestinaux étaient supérieures à la valeur seuil (>400 CFU/100ml)	0	0
6 mois (38,8 ou 27,9 mm)	Nombre de prélèvements pour lesquels la valeur des relevés pluviométriques sur les 72 (24) dernières heures était supérieure à 38,8 (27,9) mm	<u>2</u>	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en <i>E. coli</i> étaient supérieures à la valeur seuil (>1000 CFU/100ml)	0	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en entérocoques intestinaux étaient supérieures à la valeur seuil (>400 CFU/100ml)	0	0
Inconnue (10 mm)	Nombre de prélèvements pour lesquels la valeur des relevés pluviométriques sur les 72 (24) dernières heures était supérieure à 10 mm	<u>19</u>	4
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en <i>E. coli</i> étaient supérieures à la valeur seuil (>1000 CFU/100ml)	1	0
	Nombre de ces prélèvements dont les concentrations en entérocoques intestinaux étaient supérieures à la valeur seuil (>400 CFU/100ml)	1	0

Au final, on observe que la zone I02 n'est pas du tout sensible aux évènements pluviométriques, de quelque nature qu'ils soient.

5.3 Débits

Comme expliqué au point 5.2.2, l'évolution de la variation des débits peut expliquer la contamination de certaines zones de baignade ou du moins apporter des informations complémentaires qui permettent d'expliquer l'évolution des contaminations.

Vu la spécificité de la zone de baignade (plan d'eau), ce point ne fera pas l'objet d'une étude approfondie dans cette section.

6 Zone amont de la zone de baignade

6.1 Présentation

Au niveau régional wallon, l'article R.107 de la partie Règlementaire du Code de l'Eau désignant les normes générales d'immission des eaux de baignade et des zones de baignade, définit une zone d'amont comme « *tout ou une partie du réseau hydrographique situé à l'amont d'une zone de baignade* » qui doit faire l'objet d'une attention particulière¹¹. De même, toutes ces zones sont également reprises à l'annexe IX, point b) de ce même arrêté.

Située sur la commune de Cerfontaine, la zone de baignade présente une zone d'amont (bassin versant de la zone d'amont calculé à partir du point correspondant à la zone de baignade) qui s'étend majoritairement sur cette commune. Seule la partie est de la zone amont se situe sur la pointe nord-ouest de la commune de Philippeville.

Pour la zone de baignade I02, le tableau ci-dessous identifie les cours d'eau, désignés par l'Arrêté, qui font partie de la zone amont et font l'objet d'une surveillance accrue.

Tableau 14: cours d'eau de la zone d'amont, tels que définis dans le Code de l'Eau

Nom	Extension
Le Ry Jaune et ses affluents	<i>De la zone de baignade du lac du Ry Jaune à Cerfontaine à leur point d'origine.</i>
Le ruisseau du Pré Ursule et ses affluents	<i>De la zone de baignade du lac du Ry Jaune à Cerfontaine à leur point d'origine.</i>

Reportée à l'échelle du bassin hydrographique, la zone amont correspondante s'étend sur 962,7 hectares et représente un réseau hydrographique long de 21,6 kilomètres. Cette zone est reprise à la figure n°22 où l'on observe qu'elle englobe une partie du lac, ainsi que plusieurs petits affluents qui sont susceptibles d'influencer la qualité de la zone de baignade.

En fonction des résultats de la campagne d'inventaire, les limites de la zone d'amont définie au niveau régional wallon, feront ou non l'objet d'une modification (extension ou réduction de zone) si par exemple certaines sources de contamination, qui sont susceptibles d'influencer la qualité de la zone de baignade, sont présentes à l'extérieur de cette zone d'amont.

Les sections qui suivent, présentent une description détaillée de la zone amont. Cette description s'intéresse à des thématiques importantes qui peuvent être responsables de la contamination de la zone de baignade. Les thématiques abordées sont les suivantes : occupation du sol, urbanisation et assainissement, tourisme et agriculture.

¹¹ Pour cinq zones de baignade wallonnes (B04-H02-H05-H06-I03), aucune zone d'amont n'a été définie au niveau Régional. En général cela s'explique par l'absence d'alimentation extérieure de la zone de baignade (lac sur source en général) ou la très faible importance du réseau hydrographique situé à l'amont.

6.2 Occupation du sol

Comme le précise « *Best Practise and Guidance for Bathing Water Profiles* » (Commission européenne, 2009), la carte d'occupation des sols au sein de la zone amont permet d'identifier la répartition et l'importance des activités qui peuvent dégrader la qualité de la zone de baignade.

En complément d'une image globale de l'utilisation des sols au sein de la zone amont, cette carte permet d'identifier les secteurs les plus à risques qui sont susceptible d'exercer une forte pression sur la qualité de la zone de baignade.

La figure n°26 présente la carte d'occupation des sols de la zone amont. Les données utilisées proviennent de la Carte d'Occupation du Sol en Wallonie (COSW), réalisée par la Direction Générale de l'Agriculture en 2006 (SPW-DGA, 2006).

L'occupation majoritaire de la zone amont est de type « forêt de feuillus ». Ces forêts sont présentes sur deux zones : la première située au SUD du ruisseau du Ry Jaune et la seconde, située à l'extrémité EST de la zone amont.

On note également la présence de quelques prairies et cultures au NORD du Ruisseau du Ry Jaune (cordon en rive droite) ainsi qu'à l'extrémité EST de la zone d'amont. Certaines cultures bordent les cours d'eau, ce qui peut engendrer un risque de ruissellement en cas de fortes pluies. Quant aux prairies longeant les cours d'eau, la plupart sont clôturées, mais certaines ne le sont pas ou quand elles le sont, il subsiste un accès du bétail au cours d'eau. Parfois même, le ruisseau traverse l'entièreté de la prairie sans être clôturé.

Enfin, les zones urbanisées sont absentes de la zone amont, ce qui les élimine de la liste des sources de contamination potentielles.

Reportée sur un graphique par secteurs (classes principales d'occupation des sols), l'occupation des sols en zone amont montre que globalement, ce sont les bois et les forêts (44,53%) qui dominent en zone amont de la zone de baignade I02 (figure n°28).

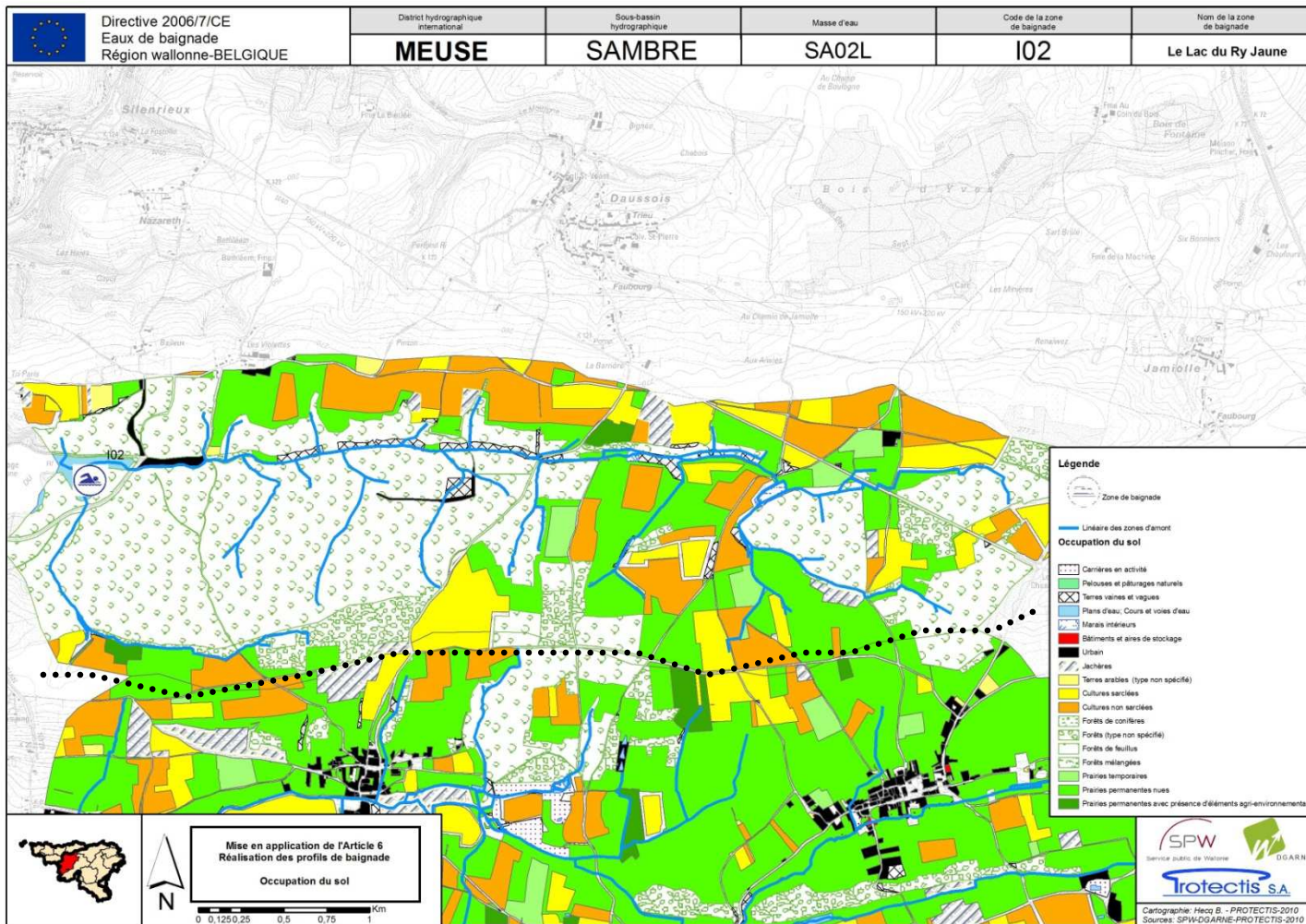


Figure 27 : occupation du sol de la zone amont de la zone de baignade I02.
 Source des données: SPW/DGATLP, 201

Occupation du sol en zone amont (I02)

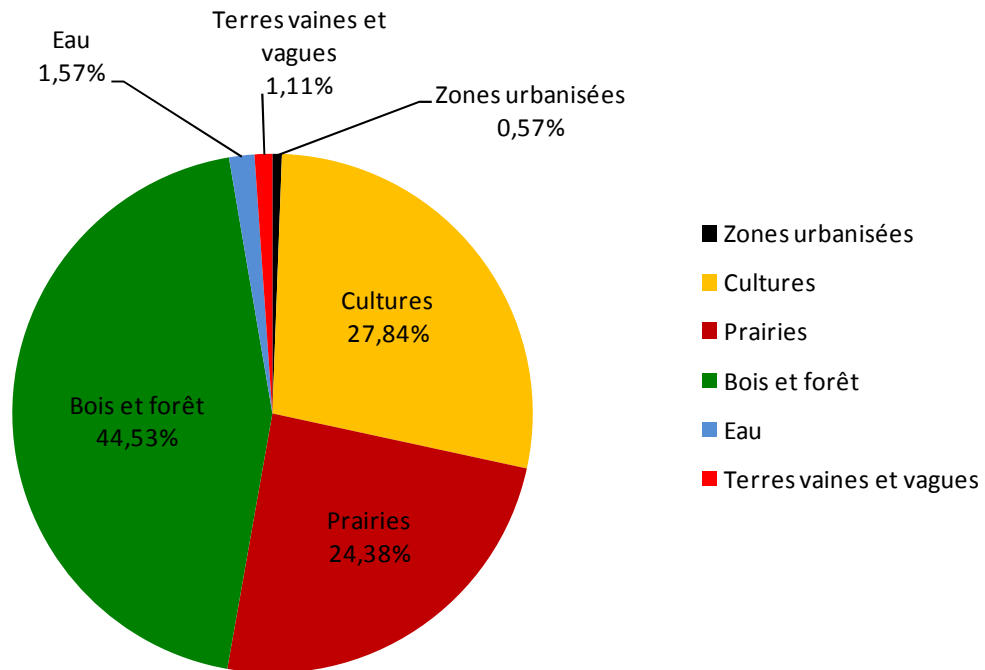


Figure 28: occupation du sol en zone amont de la zone I02, par classes principales. Source des données : SPW/DGATLP, 2010.

6.3 Assainissement collectif

Pour rappel, les habitations situées en zone d'assainissement collectif sont celles qui sont ou seront raccordées à une station d'épuration (STEP) collective grâce à la présence d'un système d'égouttage et d'un réseau de collecte adapté.

Cette section est sans objet pour la zone amont de la zone de baignade I02 vu l'absence de zones urbanisées qui justifient la présence d'un tel système.

Déversoirs d'orage

Lors d'épisodes pluvieux intenses, il arrive souvent que la capacité de stockage du bassin d'orage de la STEP soit atteinte. Dans pareilles circonstances, il est impossible pour la STEP de recevoir tout apport supplémentaire. Elle dérive donc le surplus d'eau reçu directement dans le cours d'eau via le by-pass de la station d'épuration (surverses d'orages). Plus en amont, des déversoirs d'orage (DO) sont également présents sur le réseau de collecte afin de limiter préventivement la quantité totale d'eau reçue par la STEP par temps de pluie mais également d'empêcher l'engorgement du système de collecte.

En cas de fortes pluies, le devenir des eaux excédentaires est identique à celui décrit ci-dessus. Les déversoirs d'orage sont catégorisés en fonction de la fréquence de colmatage (sensibilité au colmatage), du type de rejet et de la sédimentation. La fréquence des visites de contrôle varie d'une fois par mois jusqu'à une fois par semaine pour les déversoirs plus critiques, c'est-à-dire pour ceux qui se colmatent régulièrement. Certains déversoirs d'orage particuliers sont d'ailleurs équipés d'un capteur relié à un pluviomètre et à un détecteur de passage d'eau qui peut donner l'alarme via GSM, s'il y a un problème en cas de fortes pluies. La problématique principale des déversoirs d'orage est liée au déversement, parfois en quantité importante, d'eaux usées diluées dans le cours d'eau, ce qui dégrade la qualité de la zone de baignade et peut conduire à la non-conformité de la zone¹².

Lors de la campagne d'inventaire réalisée en 2010, aucun déversoir d'orage n'a été relevé en zone amont.

6.4 Assainissement autonome

Les habitations non reprises dans la zone d'assainissement collectif devront soit assurer elles-mêmes l'épuration de leurs eaux usées à l'aide d'un système d'épuration autonome (zone d'assainissement autonome), soit évoluer ultérieurement vers l'autonome ou le collectif en fonction des études qui sont réalisées et des solutions qui seront choisies (zone d'assainissement transitoire).

Comme on l'observe à la figure n°29, seule la zone de baignade est reprise en zone d'assainissement autonome. Toutefois, aucune « infrastructure » génératrice d'eaux usées n'a été relevée sur le site.

Trois habitations sont présentes en zone amont : la ferme de « *Marenchêneu* », une maison au lieu dit « *L'Espatée* » et un bâtiment situé entre le bois « *Crevia* » et le bois du « *Vivier* ». Théoriquement, ces habitations doivent assurer elles-mêmes le traitement de leurs eaux usées.

Vu la faible importance de ces habitations, leur distance par rapport au ruisseau du Ry Jaune et l'absence d'impact sur la zone de baignade (confirmée au point suivant relatif aux études de zones), l'assainissement autonome est à éliminer de la liste des sources de contamination potentielles.

¹² En période estivale, il est fréquent que des événements climatiques de type « orages violents » soient responsables de la dégradation de certaines zones de baignade.

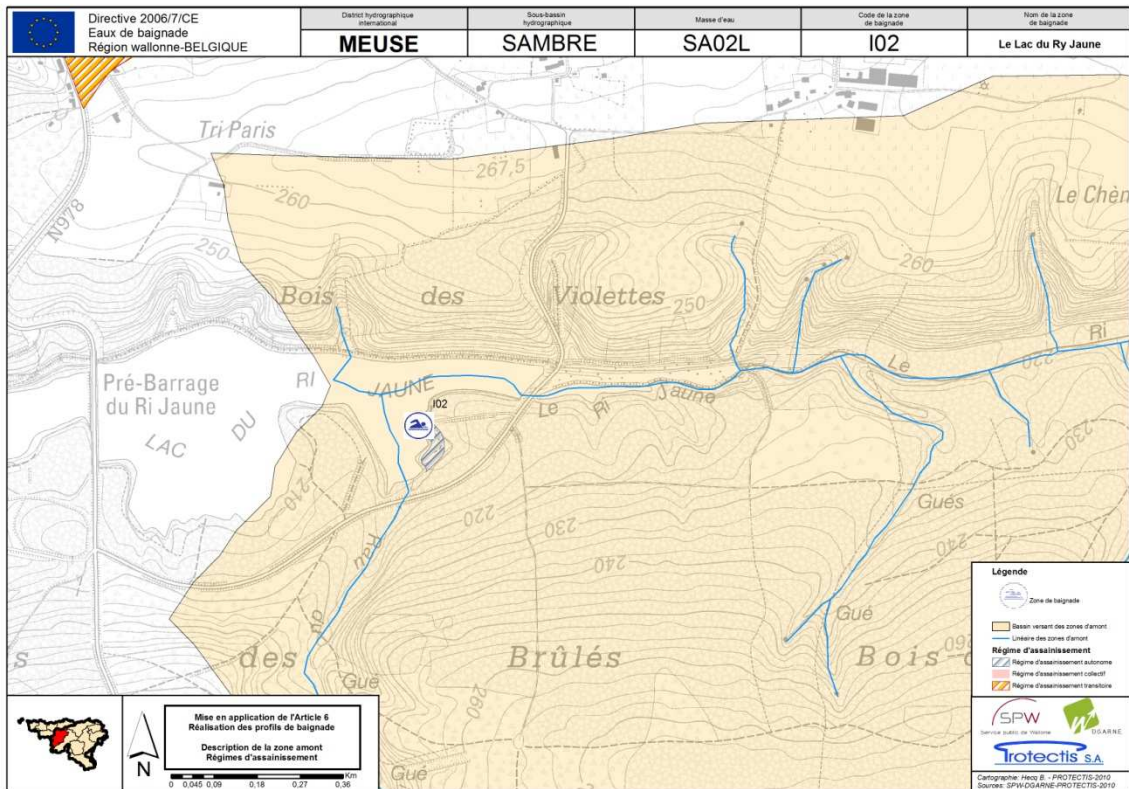


Figure 29 : régimes d'assainissement en zone amont de la zone de baignade I02.
Source des données : SPGE, 2010

- **Etudes de zone**

Les études de zones permettent de déterminer les modes d'assainissement les plus adéquats pour chaque établissement et/ou groupement d'établissements situés en zones autonome et transitoire.

Dans la zone amont de la zone de baignade I02, une étude de zone a été réalisée en 2010.

La réalisation de cette étude a permis d'identifier deux habitations incidentes en zone amont (INASEP, 2010): la première se situe à la rue de Beaumont et la seconde à la rue de Marenchèneu (exploitation agricole). Dans les deux cas, les eaux usées générées sont évacuées vers une fosse septique dont le trop plein s'écoule vers une zone humide boisée traversée par un affluent du Ry Jaune (4 kilomètres en amont de la zone de baignade).

Vu l'épuration naturelle effective de la zone humide, les temps de séjour importants et la distance à la zone de baignade, ces deux rejets ne semblent pas influencer significativement la qualité de la zone de baignade. Malgré l'absence d'une imposition de délai par rapport à la mise en conformité des habitations, il est tout de même recommandé de privilégier l'assainissement autonome à la parcelle avec dispersion des eaux épurées (drains).

Rejets

Les inventaires de terrain menés au cours de l'été 2010 ont permis d'identifier des sources de contamination potentielles qui peuvent dégrader la qualité des eaux de baignade et entraîner leur non-conformité.

Lors de cette campagne, aucun rejet direct d'eaux usées n'a été relevé en zone amont.

6.5 Agriculture

En Région wallonne, l'agriculture est un secteur d'activité qui peut exercer des pressions non négligeables sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Du point de vue des eaux de baignade, certaines activités agricoles peuvent dégrader la qualité bactériologique des zones de baignade et conduire à la non-conformité de la zone.

Plusieurs sources de pollution diffuse peuvent être à l'origine d'une contamination de la zone de baignade :

- Accès du bétail au cours d'eau (apport de matières fécales et de sédiments);
- Stockage de fumier dans le lit majeur du cours d'eau (matières fécales);
- Fertilisation via l'épandage de matières organiques d'origine fécale (déjections animales) ;
- Déversement d'effluents dans la rivière (rejets directs en eaux de surface).

Comme abordé dans la section relative à l'occupation du sol, l'agriculture est surtout présente au nord de la zone amont. Dans cette zone, la figure n°30 différencie clairement les parcelles qui sont utilisées à des fins culturales de celles qui sont utilisées pour l'élevage. Les problématiques étant différentes pour ces deux thématiques, elles seront abordées de manière distincte dans la suite de cette section.

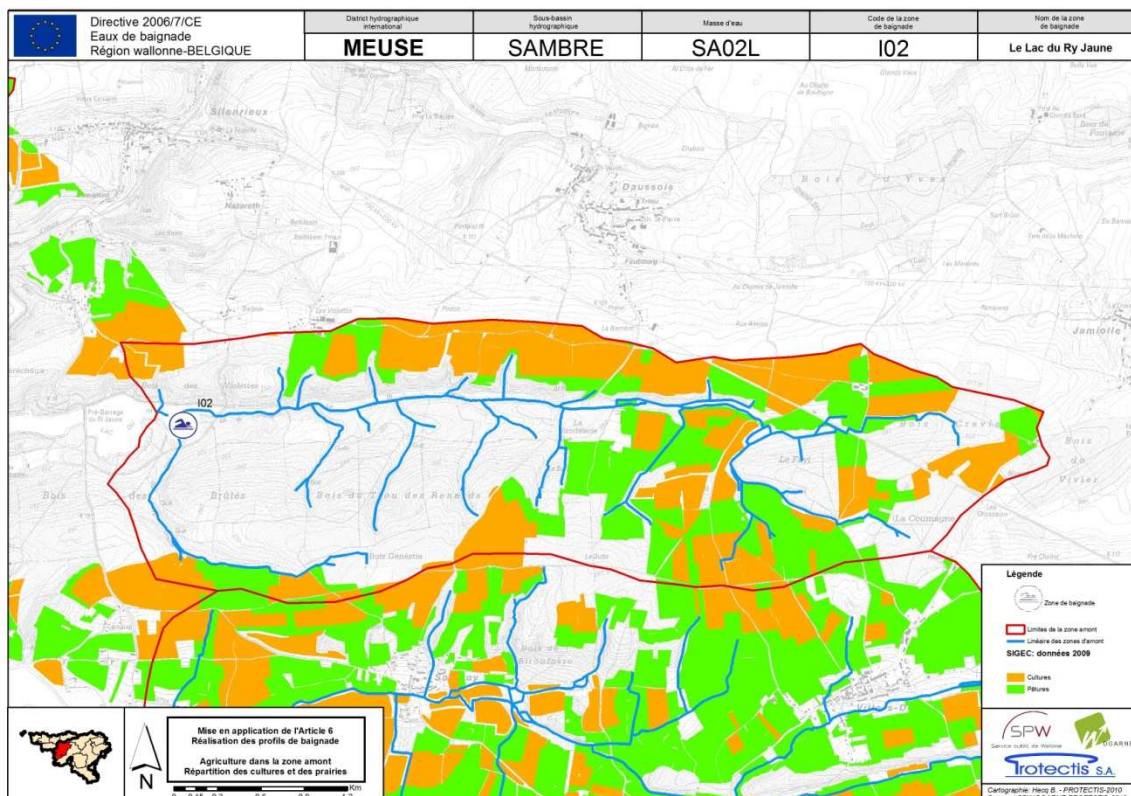


Figure 30: répartition des cultures et des prairies dans la zone amont de la zone de baignade I02.
Source des données: SPW, 2010

Cultures

Comme on l'observe aux figures n°30 et 31, les cultures se retrouvent principalement là où les pentes présentent des valeurs peu élevées, ce qui facilite grandement les techniques culturales. C'est le cas pour la zone située au nord du ruisseau du Ry Jaune ainsi qu'en zone amont du ruisseau du Pré Ursule.

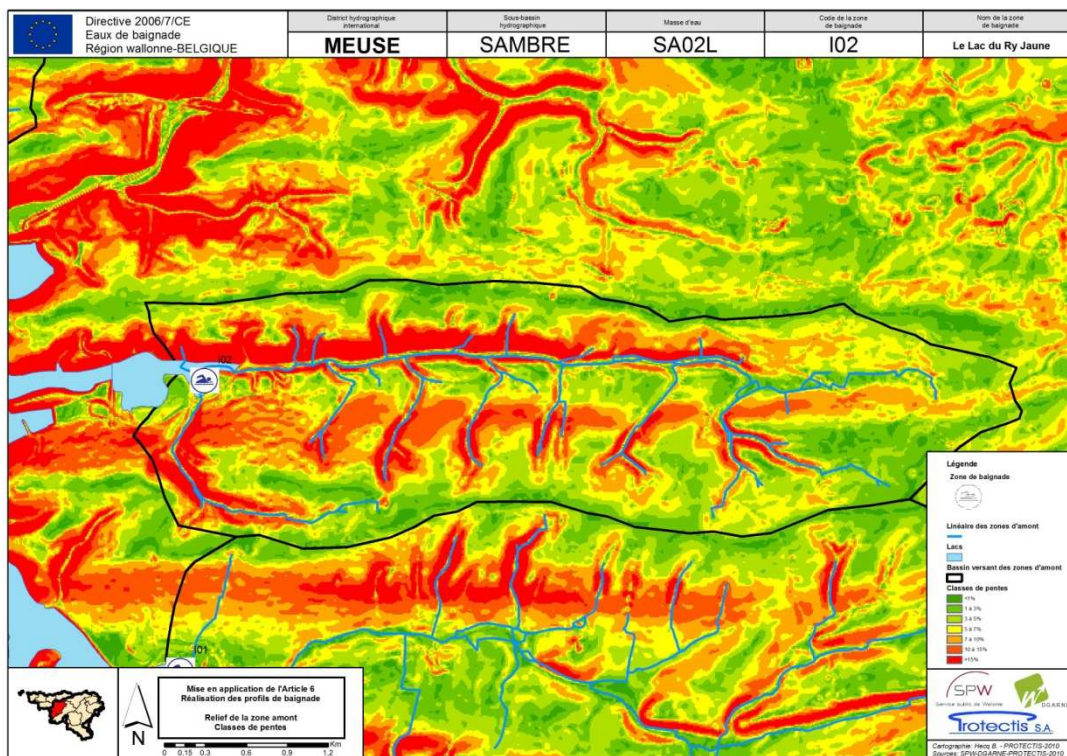


Figure 31: répartition des classes de pentes dans la zone amont de la zone de baignade I02.
Source des données: SPW, 2010

Du point de vue des pratiques culturales, ce sont essentiellement les épandages réalisés sur les champs qui sont susceptibles de dégrader la qualité des eaux de baignade situées en aval. En effet, le ruissellement des terres agricoles draine une part non-négligeable des éléments épandus sur les cultures. En fonction de la nature, de la quantité et du type de pente, l'impact sur le milieu récepteur ne sera pas le même.

La figure n°32, qui présente la cartographie des zones à risque de ruissellement diffus¹³ sur la zone amont de la zone de baignade I02, identifie clairement une zone productrice de ruissellement (ovale en pointillés noirs sur la figure). La présence de cultures dans cette zone doit faire l'objet d'une attention particulière.

En général, les cultures ne bordent pas les rivières. Quand c'est le cas, une bande enherbée est souvent présente le long du cours d'eau.

¹³ Réalisée pour des pluies d'une fréquence de 100 ans associée à une durée de 1h.

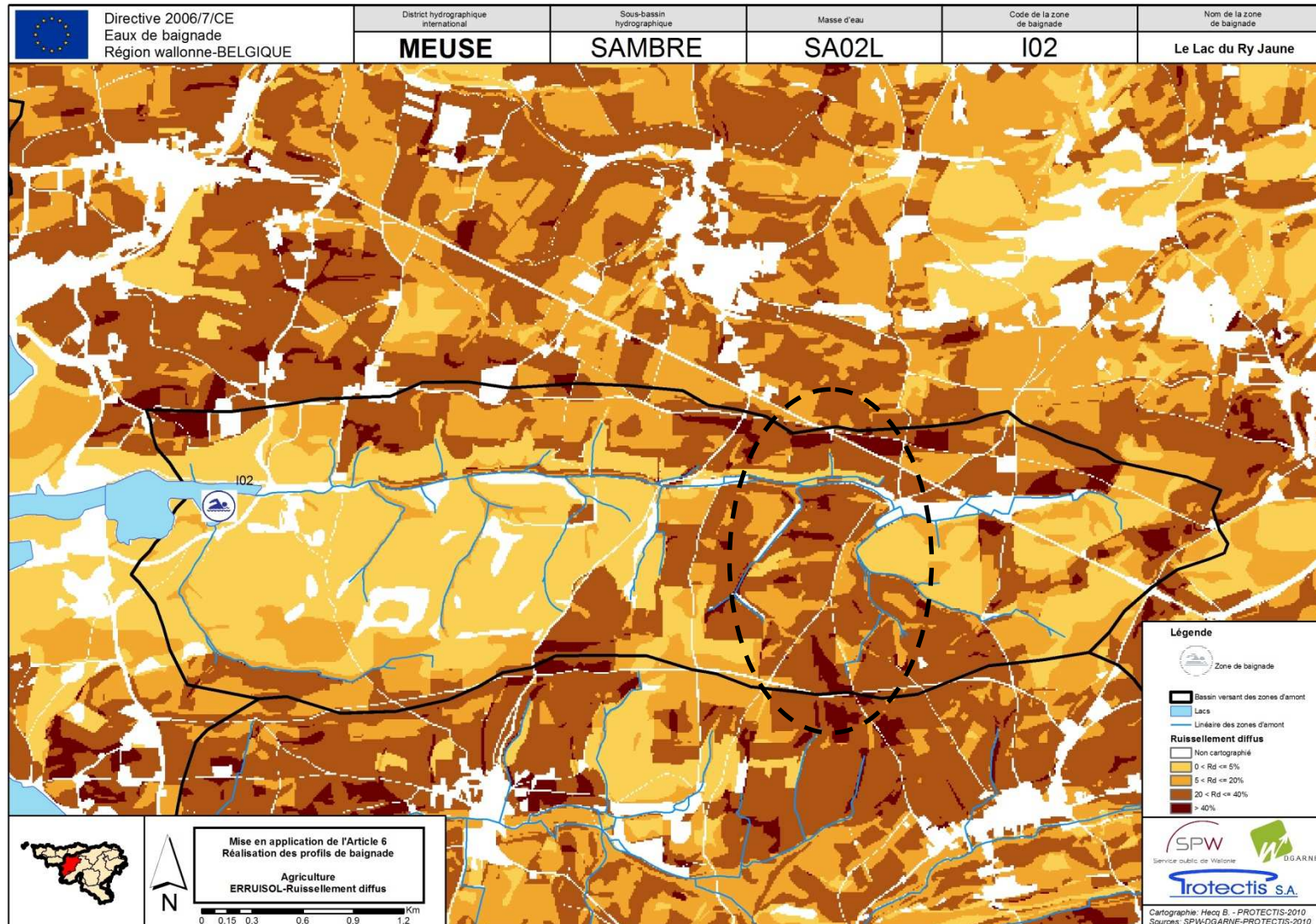


Figure 32 : ruissellement diffus en zone amont de la zone de baignade I02. Les cercles noirs correspondent aux zones productrices de ruissellement.
 Source des données : SPW, 2009

Elevage

La présence d'animaux (bovins ou équidés) en bordure de cours d'eau peut constituer une source de contamination non-négligeable des eaux de baignade.

En effet, lorsque ces animaux ont accès au cours d'eau, leur présence dans le lit du cours entraîne automatiquement la présence de matières fécales dans le cours d'eau et donc la contamination des eaux de baignade. De plus, le piétinement des fonds de cours d'eau peut également occasionner une mise en suspension des sédiments et donc un enrichissement en nutriments. Ce piétinement peut aussi provoquer un accroissement du risque d'érosion. En effet, le passage répété du bétail à proximité du cours d'eau a pour conséquence une déstabilisation du terrain, ce qui entraîne un glissement de terre vers le cours d'eau.

Historiquement, le rapport entre les coliformes fécaux et les entérocoques intestinaux était utilisé pour déterminer l'origine animale ou humaine d'une pollution fécale. Actuellement, ce rapport n'est plus utilisé car plusieurs études ont démontré son manque de spécificité dans diverses situations.

A terme, le développement et l'utilisation d'une méthodologie analytique spécifique qui détermine avec certitude l'origine des bactéries permettront d'affiner l'identification des sources de contamination de la zone de baignade (Pourcher, 2009). En l'absence de cette méthodologie, seules les observations de terrain, l'évolution de certains profils (campagne de prélèvements réalisée en 2010) et l'avis de personnes de terrain ont permis d'établir l'origine des contaminations fécales sur les différentes zones de baignade wallonnes.

La figure n°33 identifie les parcelles agricoles caractérisées par de l'élevage. Sur cette figure, on distingue clairement les prairies permanentes (couleur verte) qui sont majoritaires, des prairies temporaires (couleur jaune), quasi absentes. On observe également que certaines prairies sont situées à proximité des cours d'eau et que d'autres sont situées à proximité des têtes de bassin de petits affluents du ruisseau du Ry Jaune.

Plusieurs dispositions légales ont été prises antérieurement, afin de solutionner la problématique de l'accès du bétail au cours d'eau. Toutefois, certaines communes disposent de dérogations par rapport à l'obligation de poser des clôtures en bordure de cours d'eau, depuis 2003. A noter néanmoins que l'article R114 du Code de l'Eau prévoit que les dérogations de clôtures octroyées conformément à l'article 8, dernier alinéa, de l'arrêté royal du 5 août 1970, sont abrogées dans les zones de baignade et les zones d'amont marquées d'un astérisque à l'annexe I et l'accès du bétail y est interdit pendant toute l'année.

Le tableau n°15 reprend les principales dispositions légales prises depuis l'instauration du règlement général de police des cours d'eau non-navigables. Notons la mise en place d'un groupe de travail « clôtures », en 2009, destiné à résoudre la problématique de l'accessibilité du bétail au cours d'eau.

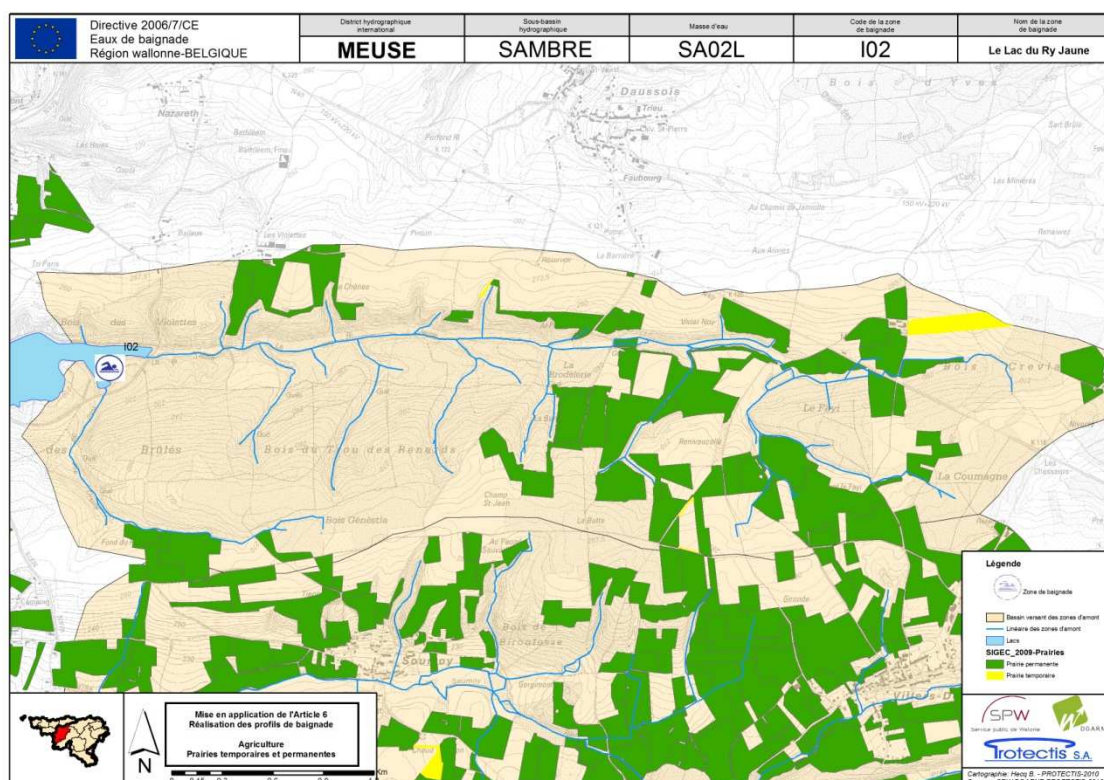


Figure 33 : importance et répartition des prairies pâturées en zone amont de la zone de baignade I02.
Source des données : SPW, 2009

Tableau 15 : dispositions légales prises en Wallonie par rapport à la problématique de l'accès du bétail au cours d'eau.

Texte de loi	Principe	Mise en application
Article 8 de l'AR du 05/08/1970	Obligation de clôturer les pâtures en bordure des cours d'eau.	1 ^{er} janvier 1973
...mais	...des dérogations sur l'ensemble d'une commune sont autorisées sur proposition dûment motivée faite par le conseil communal avant le 1 ^{er} août 1972.	Effet immédiat
Article 9 AGW du 24/07/2003	Abrogation des dérogations dans certaines zones : baignade, protection, etc. (cf. annexe I de l'AGW).	Effet immédiat
Article 10 de l'AR du 05/08/1970	Interdiction de dégrader, d'affaiblir, de quelques manières que ce soient, les berges, le lit ou les digues d'un cours d'eau.	Effet immédiat

Pour tenter de résoudre la problématique de l'accessibilité du bétail au cours d'eau, un groupe de travail « clôtures » a été mis en place en 2009.

Plusieurs sources de données peuvent être utilisées pour établir un éventuel lien entre la contamination des zones de baignade et l'accès du bétail aux cours d'eau: linéaire de berges non-clôturées, points noirs relevés par le Contrat de Rivière concerné, inventaire de terrain, etc.

Suite aux inventaires de terrain menés en 2010, une actualisation de la problématique de l'accès du bétail au cours d'eau a été réalisée dans la zone amont de la zone de baignade I02. Cette actualisation est présentée aux figures n°34 et 35.

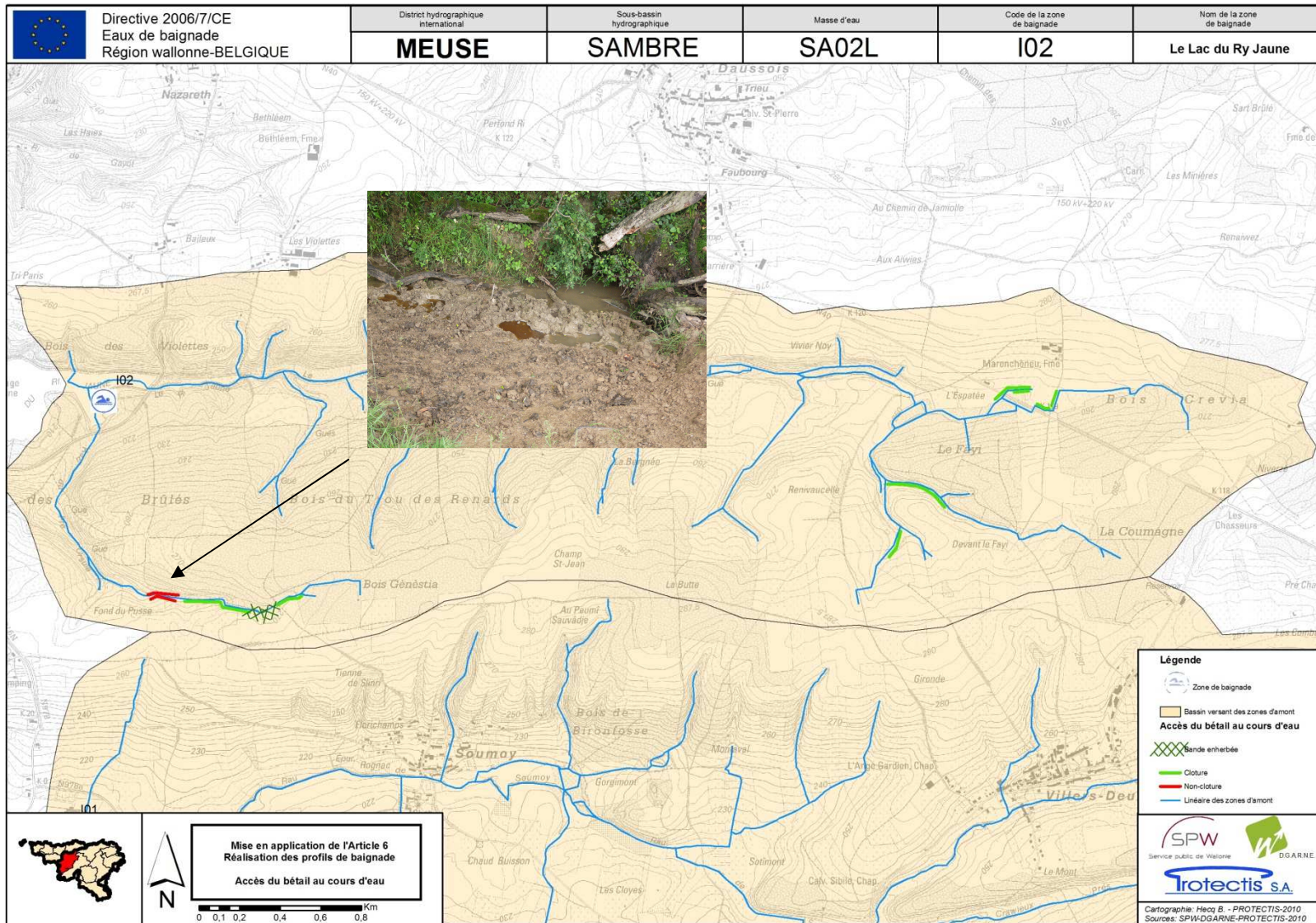


Figure 34: accès du bétail au cours d'eau – nature des berges relevée sur le terrain lors des inventaires de 2010.

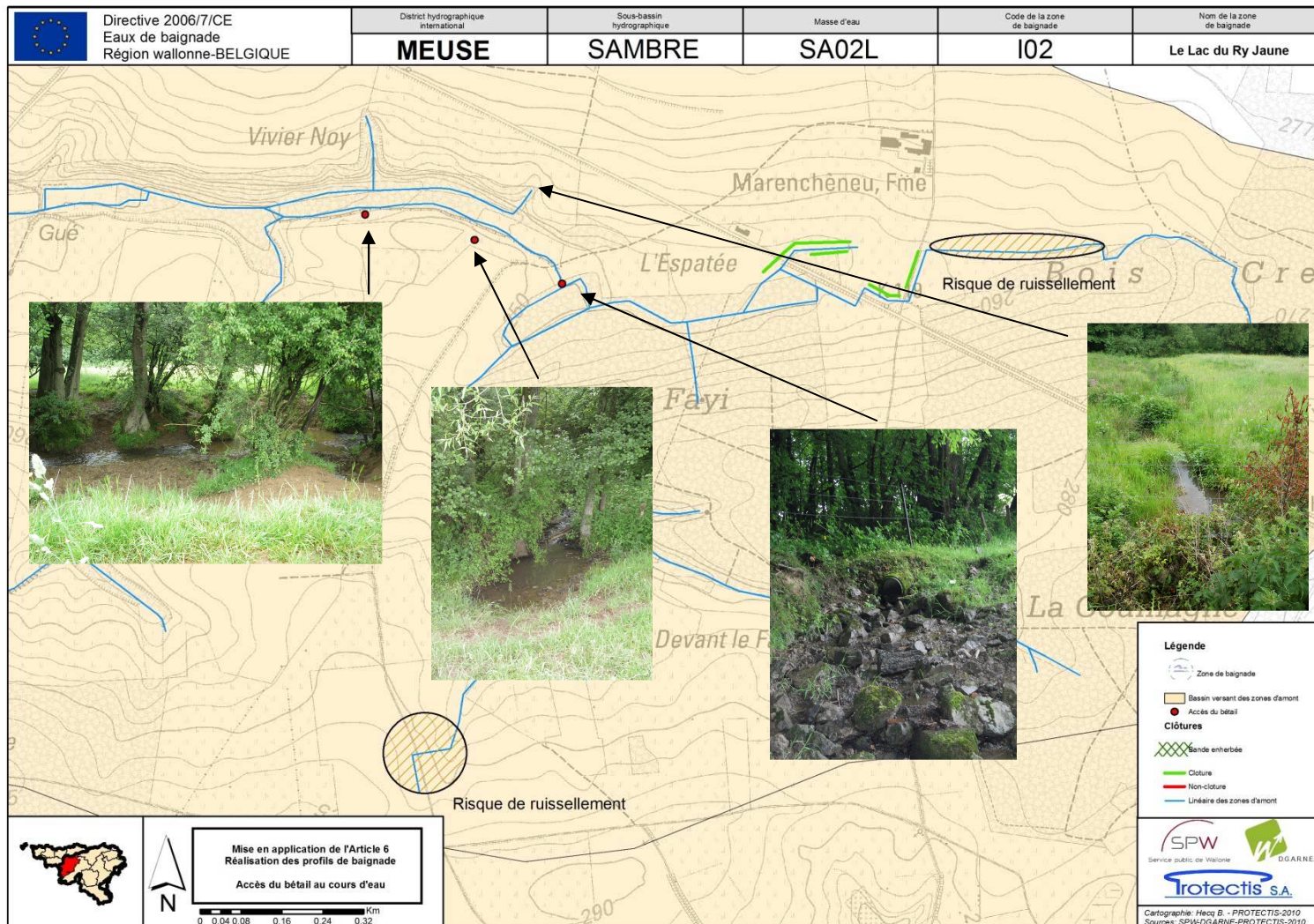


Figure 35 : accès du bétail au cours d'eau – nature des berges relevée sur le terrain lors des inventaires de 2010

La figure n°34 cartographie les clôtures relevées sur le terrain et la figure n°35 s'intéresse plus particulièrement aux zones d'accès du bétail au cours d'eau. En complément, on observe également deux zones à risque de ruissellement sur la figure n°35.

D'autres sources de contamination agricoles existent également : le stockage de fumier, les épandages de lisier et les rejets directs d'effluents agricoles. Cependant, les inventaires de terrain réalisés au cours de la campagne 2010 n'ont pas relevé de problèmes majeurs concernant ces trois thématiques.

De manière générale, on constate que plusieurs prairies pâturées sont non-clôturées et permettent au bétail d'accéder au lit du cours d'eau. On note aussi la présence de plusieurs points d'accès sur certaines prairies qui sont pourtant clôturées. L'accès du bétail au cours d'eau constitue donc une source de contamination potentielle de la zone de baignade.

6.6 Tourisme

La Wallonie présente des caractéristiques culturelles et paysagères très diversifiées qui attirent chaque année de nombreux touristes. Dans la partie wallonne du District Hydrographique International de la Meuse (là où sont localisées la majorité des zones de baignade), le tourisme est un secteur d'activité économique important (tant du point de vue du nombre d'établissements et des emplois qui en dépendent que des pressions générées sur le milieu récepteur). En 2008, le nombre d'établissements touristiques présents en Région wallonne dépassait les 5.500 unités.

De manière générale, le tourisme présente une saisonnalité qui est fortement liée aux conditions météorologiques et aux congés scolaires.

En 2005, l'Office du Tourisme Wallon (OTW), publiait des statistiques relatives aux fréquentations de 39 Maisons du Tourisme réparties en Région wallonne. Ces statistiques, directement liées à la fréquentation touristique globale, permettent d'observer la répartition mensuelle des touristes au cours d'une année¹⁴.

Si l'on compare la répartition des fréquentations mensuelles de 2005 aux taux de contamination mensuels moyens relevés pour l'ensemble des zones de baignade wallonnes (figure n°36), on observe que l'augmentation brutale des concentrations en entérocoques intestinaux (Streptocoques fécaux) au mois de juillet correspond également au pic de fréquentation touristique.

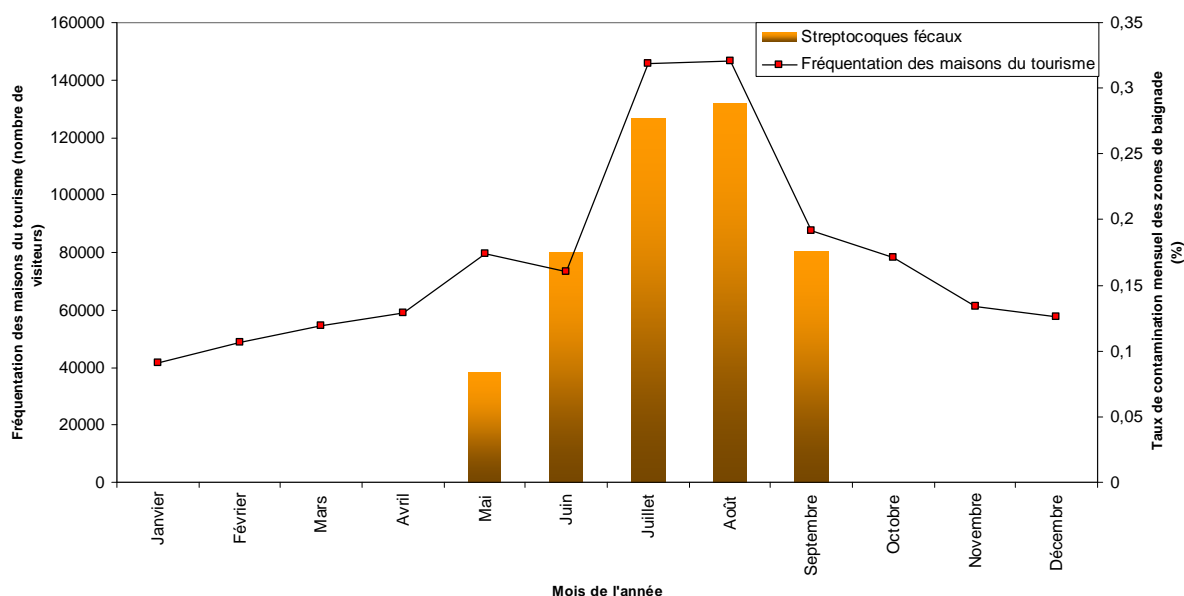


Figure 36: fréquentation des maisons du tourisme en 2005 et concentrations mensuelles moyennes en streptocoques fécaux (historique des moyennes mensuelles de toutes les zones de baignade wallonnes).
Source des données : SPW/OTW, 2005

¹⁴ Les conditions météorologiques peuvent modifier légèrement les données mensuelles (présence de neige, pluviométrie importante, etc.). Cependant, à l'échelle annuelle, la tendance est identique.

Sur ce graphique, l'existence d'un lien relativement fort entre le niveau de contamination des zones de baignade et l'importance de la fréquentation touristique est indéniable.

Il est donc impératif de prendre en compte ce paramètre, à l'échelle de chaque zone amont, afin d'identifier les éventuelles sources de contamination en lien avec le secteur du tourisme.

Pour chaque zone amont des zones de baignade, il est possible d'estimer le nombre théorique d'équivalents-habitants (EH) générés par le secteur du tourisme. Cependant, vu l'absence d'établissements touristiques dans la zone amont, cette thématique ne sera pas développée plus en détail dans cette section.

6.7 Industries

Aucune industrie n'étant présente en zone amont, cette thématique ne sera pas abordée dans ce profil.

7 Profil longitudinal de la qualité bactériologique de la zone amont

Pour affiner l'identification et trouver l'origine des sources potentielles de contamination dans la zone amont des zones de baignade qui présentent des problèmes de conformité récurrents, plusieurs démarches ont été entreprises : analyse cartographique, contact des intercommunales, visites de terrain, mesures bactériologiques, etc.

En outre, le prélèvement d'échantillons d'eau en zone amont permet de localiser les sources potentielles de contamination bactériologique des zones de baignade qui présentent des problèmes de contamination récurrents (ce qui est le cas de la zone de baignade I20) et donc de cibler au mieux les mesures correctrices (économies d'échelle – rapport coût-bénéfice).

A l'inverse de l'évolution temporelle qui permet de suivre l'évolution de la qualité bactériologique des zones de baignade en fonction du moment de l'année, l'évolution spatiale permet de suivre l'évolution de la qualité bactériologique de l'amont vers l'aval (profil longitudinal de la qualité bactériologique de la zone amont).

La réalisation de tels profils permet non seulement d'identifier les zones où la qualité se dégrade mais également d'observer la fonction auto-épuratrice de la rivière.

Pour chaque zone de baignade présentant des problèmes de conformité récurrents, un plan d'échantillonnage spécifique a été réalisé. Le choix et la répartition spatiale des points d'échantillonnage se basent sur la présence d'éléments naturels et/ou anthropiques susceptibles de dégrader la qualité de la zone de baignade tels que :

- la confluence d'un affluent majeur ;
- la traversée de zones urbanisées ;
- la présence d'infrastructures touristiques ;
- les changements majeurs d'occupation des sols ;
- etc.

En ce qui concerne la zone amont de la zone de baignade I02, aucune campagne de prélèvement n'a été entreprise suite aux bons résultats de la zone depuis de nombreuses années.

8 Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues et présence de déchets

8.1 Potentiel de prolifération des cyanobactéries, macro-algues

8.1.1 Potentiel de prolifération

La présence dans l'eau de nutriments (tels que azote et phosphore) est indispensable à toute vie aquatique. Toutefois, l'excès de ces nutriments dans les cours d'eau entraîne une eutrophisation et donc une dégradation des milieux aquatiques. En effet, il en résulte une augmentation de la végétation aquatique. Et la dégradation de cette végétation va à son tour diminuer la quantité d'oxygène dissous dans l'eau et amener à une accumulation de matière partiellement dégradée qui va sédimenter dans le fond du cours d'eau. L'eau étant de moindre qualité, cette détérioration peut en outre rendre impraticables certaines activités comme la baignade ou la pêche.

L'activité humaine contribue fortement à l'eutrophisation des plans d'eau via les rejets et apports de différentes formes d'azote et de phosphore. Les rejets correspondent aux effluents agricoles, domestiques et industriels ; ils sont soit ponctuels et localisés (liés au rejet d'eaux usées urbaines), soit diffus (liés à l'interaction directe de l'eau de pluie avec les sols du bassin versant). Les sources diffuses dépendent de la nature des sols, de leur couverture végétale, des pratiques agricoles, mais aussi du régime climatique. Quant aux sources ponctuelles, elles sont essentiellement constituées par les rejets provenant de l'activité domestique et industrielle.

L'eutrophisation peut occasionner une réduction de la biodiversité au profit d'un développement massif d'une espèce ou d'un nombre limité d'espèces. Si l'augmentation en éléments nutritifs favorise l'apparition d'une prolifération d'espèces, d'autres facteurs tels la stabilité hydrodynamique, la température, la lumière, les variations des rapports azote/phosphore peuvent intervenir et influencer la composition spécifique de cette prolifération. De plus, la morphologie locale d'un cours d'eau affecte considérablement le potentiel de développement de macroalgues. Sa largeur et sa pente conditionnent en effet sa vitesse d'écoulement et sa profondeur. Sa forme détermine également l'effet d'ombrage par la végétation des berges, cet effet d'ombrage constitue le facteur principal de régulation de la quantité de lumière disponible.

Les problèmes liés à la prolifération d'algues sont multiples et peuvent aller de l'asphyxie causée par la consommation excessive d'oxygène par les micro-organismes décomposeurs à des problèmes d'ordre esthétique dans des aires récréatives, quand il y a formation d'écumes vertes.

Lorsque ces proliférations sont dominées par des espèces de cyanobactéries, également connues sous le nom d'algues bleues, d'autres problèmes liés à leurs potentialités toxiques peuvent apparaître. Effectivement, les cyanobactéries posent fréquemment un problème de santé publique car certaines espèces peuvent être toxiques ; elles peuvent produire, dans des conditions particulières, des toxines appelées cyanotoxines. Il existe trois groupes de toxines :

- les dermatotoxines, produites par toutes les espèces, provoquant des irritations de la peau par simple contact ;
- les neurotoxines, produites par certaines espèces, provoquant des symptômes de paralysie et d'asphyxie ;
- les hépatotoxines, assez répandues, provoquant des hémorragies au niveau du foie, fatales en cas d'exposition à de fortes doses. Une exposition à des doses faibles d'hépatotoxines peut provoquer des dérangements gastro-intestinaux d'importance variable, souvent sérieux chez les enfants.

D'une manière générale, les proliférations de cyanobactéries sont des phénomènes qui se produisent dans des lacs eutrophes et non dans des rivières, c'est-à-dire dans des masses d'eau à temps de rétention suffisamment long et enrichis en nutriments (en particulier le phosphore). En outre, des températures élevées et des conditions de stratification de la masse d'eau, qui se présentent en été, sont favorables à une prolifération des cyanobactéries.

Une étude du potentiel d'eutrophisation et de prolifération des cyanobactéries, macro-algues a été réalisée par les Facultés Universitaires Notre Dame de la Paix, entre fin mars et fin octobre 2010.

Les résultats (J.-P. Descy et *al.*, 2010) montrent que le lac du Ry Jaune est méso-eutrophe.

Au Ry Jaune en 2009, un seul pic de faible intensité s'observe, à la fin de l'été (cf. figure n°37). Il est constitué en grande partie de cyanobactéries (majoritairement *Microcystis*). En toute fin de saison, les diatomées développent un pic également. Si ces blooms semblent à première vue assez modestes, ils n'en sont pas moins très préoccupants pour cette zone de baignade : les concentrations en microcystines mesurées en 2009 entre la fin juillet et la mi-septembre ont régulièrement dépassé 20 µg/L, avec un maximum de 57.5 µg/L (le record actuel dans les eaux wallonnes).

Les apports de phosphore au lac du Ry Jaune, principalement via le Ry du même nom, représentent annuellement environ 600 kg, c'est-à-dire 5 fois moins que ce qui est réceptionné par le lac voisin de Falemprise, et en deçà de la quantité aboutissant dans le lac de Féronval. A 80 %, ce phosphore provient du lessivage des sols et sa composante minérale est donc potentiellement élevée. Le stock biodisponible sédimenté est également ici plus limité, représentant environ 5 fois l'apport total annuel. Les teneurs en phosphore total dans la colonne d'eau sont assez variables pour une moyenne près de 50 % inférieure à celle obtenue pour Féronval. La teneur moyenne en orthophosphates est à peine plus élevée que son équivalent à Bütgenbach, à titre d'exemple. Par contre, des quatre lacs du complexe de l'Eau d'Heure, le Ry Jaune est le plus chargé en nitrates ce qui traduit la prépondérance du lessivage dans les apports.

Comme mesures de gestion, une réduction de l'usage d'engrais phosphorés semble nécessaire. La gestion des herbiers pourrait aussi être envisagée comme mesure de gestion visant à réduire le stock sédimenté.

Même si les biomasses atteintes demeurent modestes, la forte prépondérance des cyanobactéries, et a fortiori de *Microcystis* dont la toxicité est avérée incitent à la prudence dans la gestion de cette zone de baignade.

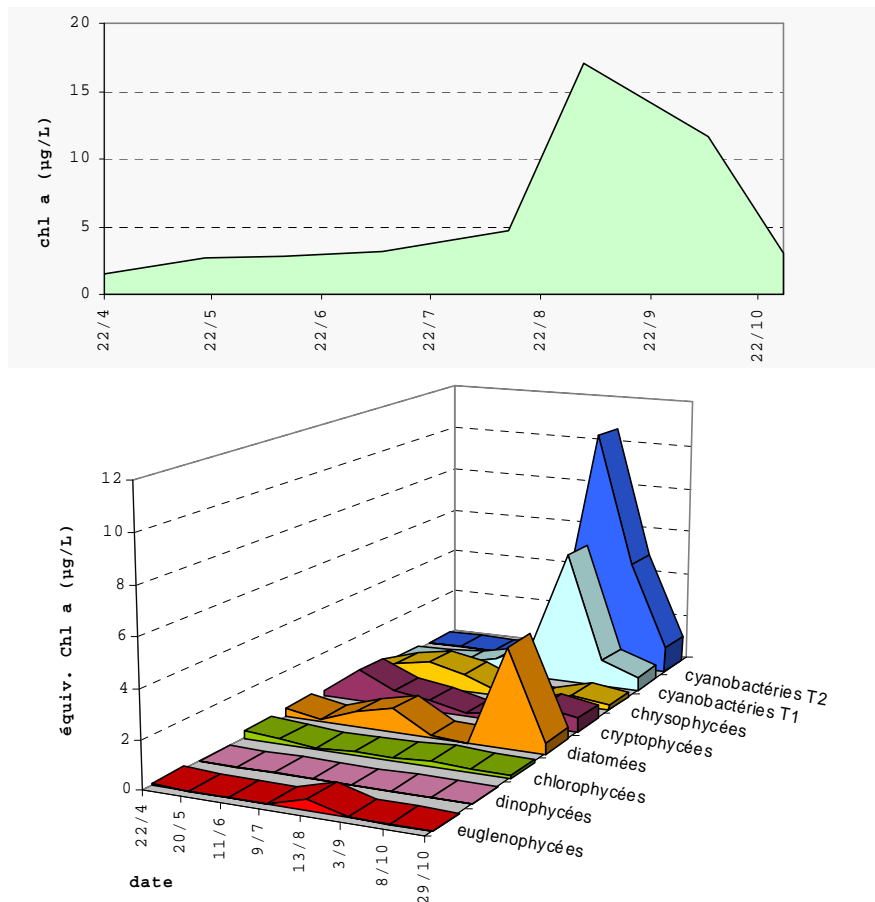


Figure 37 : phénologie du phytoplancton au lac du Ry Jaune en 2009

8.1.2 Macro-algues

Les visites de terrain ont permis de confirmer l'absence de macro-algues.

8.1.3 Apports en nutriments

Développé par l'Université de Liège, le modèle PEGASE est un modèle intégré à l'échelle du sous-bassin hydrographique et de la rivière qui permet d'estimer la qualité des eaux de surface en fonction des apports polluants générés par les différents secteurs considérés (agriculture, industries et ménage notamment).

Ce modèle réalise également des simulations qui déterminent l'amélioration de la qualité des eaux de surface suite à la diminution des sources de pollution (suppression des rejets, diminution des apports d'origine agricole, mise en service des stations d'épuration, ...).

Globalement, l'apport de nutriments conditionne les processus d'eutrophisation et augmente le potentiel de prolifération des cyanobactéries (problématique principalement rencontrée dans les masses d'eau de type « plan d'eau »).

L'enrichissement en nutriments des milieux aquatiques possède une origine naturelle même si cet enrichissement est fortement lié à l'augmentation des activités humaines (rejets, fertilisation, etc.).

Au niveau européen, tant la Directive 2000/60/CE (DCE) que la 2006/7/CE (Eaux de Baignade), recommandent des études ainsi qu'un suivi des apports en nutriments afin d'élaborer une politique d'actions intégrée (multisectorielle) qui vise à réduire ces apports.

Les résultats du modèle PEGASE sont présentés aux figures n° 38 et 39 en ce qui concerne la zone de baignade I02 sur le cours du ruisseau du Ry Jaune, principal affluent du lac. En ce qui concerne le Lac du Ry Jaune, celui-ci se situe au kilomètre 3,1 des figures précitées.

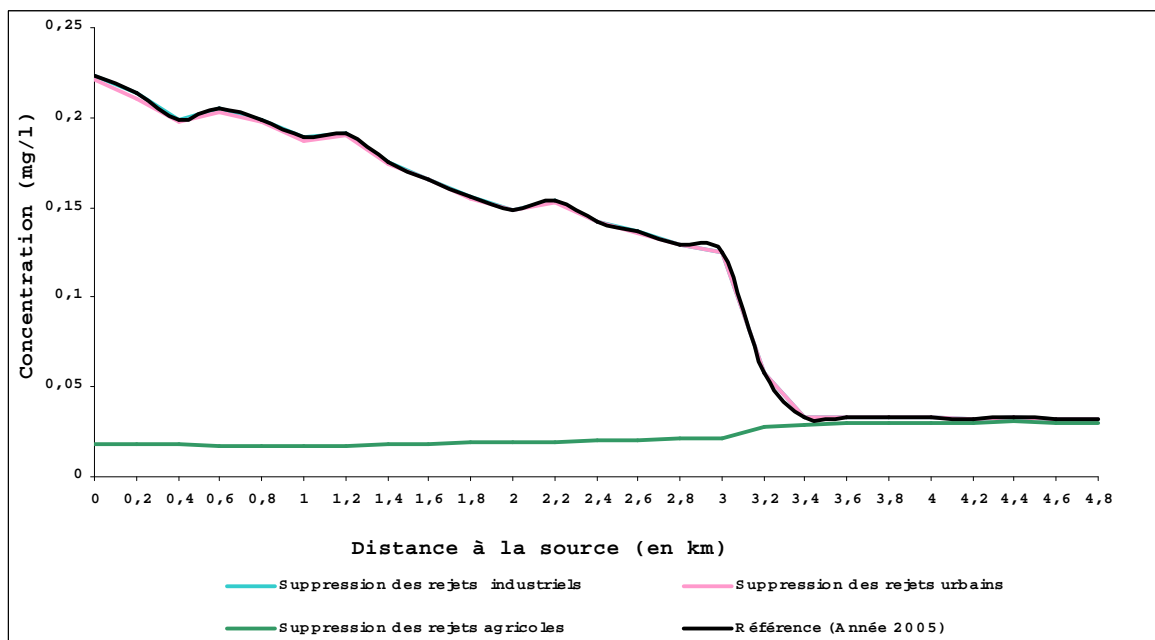


Figure 38 : apports en phosphore total sur le Ry Jaune. Source des données : SPW/DGARNE, 2011.

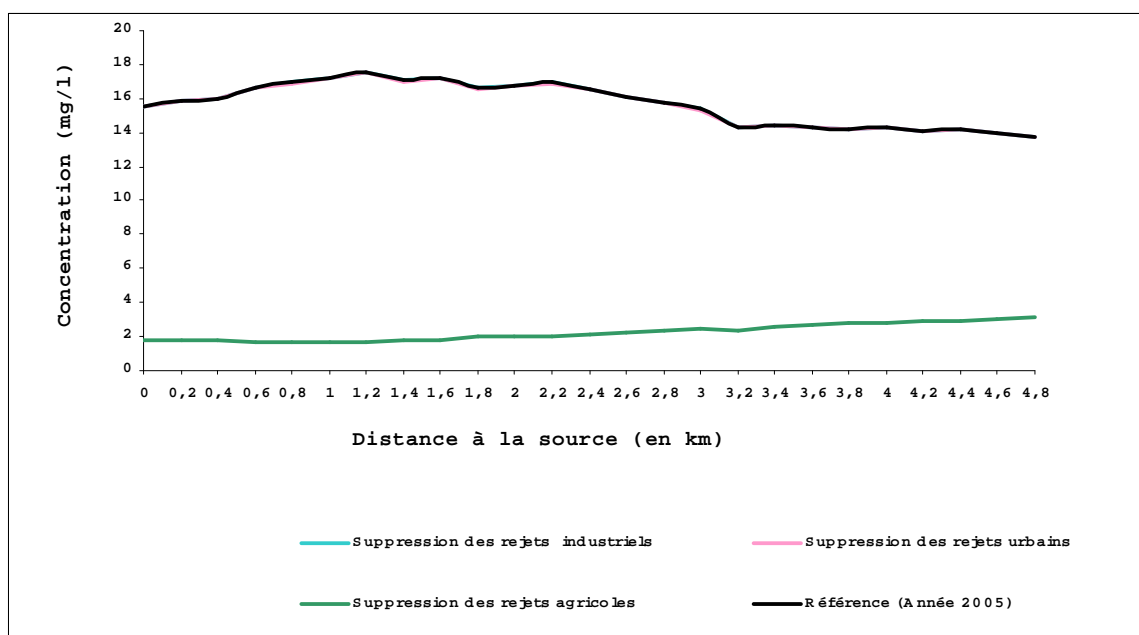


Figure 39 : apports en nitrates sur le Ry Jaune. Source des données : SPW/DGARNE, 2011. Si on se base sur les chiffres repris dans le tableau ci-dessous, on constate que les apports en nutriments sont très faibles à l'échelle de la zone amont. Les charges urbaines et industrielles sont nulles et l'apport principal d'azote provient du lessivage total.

Tableau 16 : apports en nutriments (carbone, azote et phosphore) dans la zone amont de la zone de baignade I02, en 2005 et 2015. Source: SPW/DGARNE, 2011.

La zone de baignade de Belvaux à Rochefort	Charge urbaine provenant du réseau (kg/jour)		Charge urbaine ne provenant pas du réseau (kg/jour)		Charge industrielle (kg/jour)		Lessivage agricole (kg/jour)		Lessivage total (kg/jour)		Bovins direct (kg/jour)		Total (kg/jour)	
	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015	2005	2015
Apport en carbone	0	0	0	0	0	0	19,5	17,7	25	23,2	1,6	0,8	46,1	41,7
Apport en azote	0	0	0	0	0	0	0	0	33,1	33	4,3	2,3	37,4	35,3
Apport en phosphore	0	0	0	0	0	0	0,4	0,4	0,5	0,5	0,3	0,1	1,2	1

8.2 Déchets

La présence de déchets a été relevée à de nombreux endroits sur la zone de baignade lors de la campagne d'inventaire réalisée en 2010. Ces déchets, qui se retrouvent dans tous les compartiments de la zone de baignade (eau, berges, chemin d'accès, etc.) participent à la dégradation de la qualité de la zone I02.

9 Synthèse et hiérarchisation des pressions

9.1 Synthèse

Le tableau présenté ci-dessous résume de manière succincte les différentes pressions, relevées sur le terrain et sur base des cartes et des analyses bactériologiques, susceptibles de dégrader la qualité de la zone de baignade I02.

Ces pressions ont toutes fait l'objet d'une description détaillée dans les sections précédentes.

Tableau 17 : synthèse des pressions par thématique et importance respective de ces pressions dans la contamination de la zone de baignade I02

(« - » = impact négligeable et « + » = impact non négligeable)

Thématique	Sous-thème	Impact local	Impact global	Source de contamination de la zone de baignade
Conditions climatiques	Pluies	-	-	-
	Sécheresse	-	-	-
Assainissement collectif	Rejets directs	-	-	-
	Rejets de STEP	-	-	-
	Déversoirs d'orage	-	-	-
Assainissement autonome	Rejets directs	-	-	-
	Rejets de STEP	-	-	-
Agriculture	Culture	-	-	-
	Elevage	+	+	-
	Rejets directs et fumier	-	-	-
Tourisme	Activité récréatives	-	-	-
	Rejets directs	-	-	-
Potentiel de prolifération	Cyanobactéries	+	+	+
	Macro-algues	-	-	-
Divers	Kayaks	-	-	-
	Canards, oies,...	-	-	-
	Déchets	+	+/-	-
	Inter contamination	+	-	-

9.2 Hiérarchisation

Sur la base des éléments descriptifs relevés dans chacune des sections relatives aux thématiques listées ci-dessus, mais également sur la base des inventaires et prélèvements réalisés en zone amont, une hiérarchisation des pressions a été établie. De plus, pour chaque pression substantielle responsable de la non-conformité de la zone de baignade, des propositions de solution sont suggérées pour tenter d'atténuer, voir de supprimer, l'impact de ces pressions sur le milieu.

- **Impact nul sur la zone de baignade**

Assainissement, cultures et tourisme.

Propositions de solution :

Néant

- **Impact léger sur la zone de baignade**

Plusieurs zones d'accès du bétail au cours d'eau sont présentes en zone amont et pourraient générer des pressions qui nuisent à la qualité de la zone de baignade, surtout lors d'épisodes pluvieux très importants.

Propositions de solution :

Application stricte de la loi sur l'interdiction de l'accès du bétail aux cours d'eau et mise en place de contrôles.

- **Impact important sur la zone de baignade**

Sans effet majeur sur la qualité bactériologique de la zone de baignade, la présence d'un tourisme « de masse » non encadré, nuit à la qualité globale de la zone de baignade (déchets, nuisances sonores, camping sauvages, etc.). De même, il n'est pas impossible que les baigneurs en tant que tels constituent une source de contamination de la zone de baignade (« auto-contamination »).

La forte prépondérance des cyanobactéries, et a fortiori de Microcystis dont la toxicité est avérée incitent à la prudence dans la gestion de cette zone de baignade

Propositions de solution :

Contrôles plus régulier.

Encadrement des touristes sur la zone.

Réalisation d'un travail sur les possibilités de contamination de la zone par les baigneurs (inter contamination).

Surveillance ces cyanobactéries sur la zone, réduction de l'usage d'engrais phosphorés et gestion des herbiers.

10 Conclusion

En répondant aux exigences de l'Article 6 de la directive 2006/7/CE, la réalisation du profil de baignade du lac du Ry Jaune (I02) a permis d'identifier et de localiser les sources de pollution qui sont susceptibles d'avoir un impact sur la qualité des eaux de baignade mais également sur la santé des baigneurs.

Actuellement, la fréquentation de la zone de baignade est relativement bonne malgré l'absence d'infrastructures et l'isolement du site qui présente des eaux d'excellente qualité depuis de nombreuses années.

Cependant, le lac du Ry Jaune est un milieu eutrophe à hyper-eutrophe où se sont produites historiquement des proliférations de cyanobactéries génotoxiques, avec production de doses mesurables de toxines. Dans cette optique, des travaux seront réalisés afin d'identifier les risques sanitaires et prendre les mesures de gestion adéquates pour assurer la sécurité des baigneurs.

En complément de l'objectif minimum général lié à l'atteinte d'une qualité « suffisante » pour toutes leurs eaux de baignade, les Etats membres prendront toutes les mesures réalistes et proportionnées qu'ils considèrent comme appropriées en vue d'accroître le nombre d'eaux de baignade dont la qualité est « excellente » ou « bonne ». De même, l'existence d'un écolabel environnemental spécifique aux eaux de baignade (Pavillon Bleu) récompense et valorise les gestionnaires de sites de baignade pour leurs nombreux efforts liés à l'atteinte d'objectifs stricts de qualité (éducation, qualité de l'eau, gestion du site, sécurité, etc.).

Conformément à l'annexe III de la Directive 2006/7/CE, les profils des eaux de baignade seront révisés et actualisés périodiquement, en fonction de la qualité des eaux de la zone de baignade. Ce profil, propre à la zone de baignade I02, servira donc de référence lorsqu'il fera l'objet d'une révision.

Bibliographie

Agence de l'Eau Seine-Normandie, DDD-Eau et Santé et DEMAA-SLM, Guide d'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade (Document provisoire), Septembre 2009.

Commission européenne, Best Practises and Guidance for Bathing Water Profiles, 9 December 2009.

Conseil européen, Directive 76/160/CE, Qualité des eaux de baignade, 8 Décembre 1975.

Descy J.-P., Leporcq B., Philippe W., Viroux L., Etude du potentiel d'eutrophisation et de prolifération des cyanobactéries dans les eaux de baignade et proposition de mesures à entreprendre. FUNDP, rapport final, 2010.

FUSAGx et FUL, contribution à l'amélioration de la qualité des eaux de surface à vocation touristique en Région wallonne, Diagnostics et remèdes. Rapport final. Convention 00/05139 et 00/52138, MRW-DGRNE, 2001.

FUSAGx, Crehay R., Aulotte E., Lefèvre E., Bock L., Marcoen J.M. 2002. Problématique de l'accès du bétail aux berges des cours d'eau. Propositions de solutions de gestion des bandes riveraines. Partie 2 : province de Namur. Rapport final. Juillet 2002. Cellule RIVES. Convention Laboratoire de Géopédologie – FUSAGx et Direction des Cours d'Eau Non Navigables – DGRNE. 119 p. + annexes.

Garcia-Armisen T., Etude de la dynamique des *Escherichia coli* dans les rivières du bassin de la Seine, Ecologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles, 2006.

Intercommunale de l'INASEP, Assainissement approprié en zone prioritaire, Etudes de zone, sous-bassin hydrographique de la Sambre, mars 2010.

Lagasquie Marie-Paule, Modélisation de l'auto-épuration bactérienne des rivières, Application au bassin versant du Célé dans le but de la définition de zones vulnérables à la pollution bactérienne, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Novembre 1999.

Office du Tourisme Wallon, Lettre de l'Observatoire, bulletin n°27 « Attractions touristiques en 2005 », Avril 2006.

Parlement et conseil européen, Directive 2006/7/CE, Gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogation de la Directive 76/160/CE, 15 février 2006.

Pourcher, A.-M., Détermination de l'origine des pollutions fécales des eaux : Exemples d'outils développés dans le cadre du projet « Traceurs de contamination fécale », Unité de recherche GERE – CEMAGREF RENNES, présentation PowerPoint présentée lors des premières rencontres nationales « Gestion des baignades en eaux douces », Cahors, Juin 2009.

Protectis, photographies réalisées dans le cadre des campagnes d'inventaires en zone amont des zones de baignade, avril à octobre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, Institut Royal Météorologique, Etude météorologique de l'incidence de la pluviométrie sur la qualité des zones de baignade en Région wallonne durant la saison balnéaire 2008, 2008.

Service Public de Wallonie, Ministère de la Région wallonne, Groupement Régional Economique des Vallées de l'Ourthe et de l'Amblève, Contribution à l'amélioration de la qualité des eaux de surface à vocation touristique en Région wallonne, Mise en œuvre du programme d'actions, Rapport final, Septembre 2006.

Service Public de Wallonie, Code de l'Eau, Version coordonnée, livre II du Code de l'Environnement,

Sources des données

Institut Royal Météorologique, données statistiques disponibles sur le site Internet de l'IRM <http://www.meteo.be> données consultées en septembre 2010.

Intercommunale de l'INASEP, fichier Excel :

- Coordonnées géographiques des points relevés sur le terrain ;

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données physico-chimiques des stations présentes en zone amont des zones de baignade (historique de 2003 à 2008), 2009.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de la Mobilité et des Voies Hydrauliques (DGO2), Service d'Etudes Hydrologiques (SETHY)- limnimètres: <http://voies-hydrauliques.wallonie.be/opencms/opencms/fr/hydro/Archive/annuaires/index.html>, données téléchargées en septembre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de la Mobilité et des Voies Hydrauliques (DGO2), Direction de la Gestion hydrologique intégrée, relevés bathymétriques des zones de baignade du lac du Ry Jaune, 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle de la Mobilité et des Voies Hydrauliques (DGO2), Service d'Etudes Hydrologiques (SETHY)-pluviomètres: <http://voies-hydrauliques.wallonie.be/opencms/opencms/fr/hydro/Archive/annuaires/index.html>, données téléchargées en septembre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, localisation géographique des stations de contrôles wallonnes, données consultées sur le site Internet : <http://aquaphyc.environnement.wallonie.be/> données consultées en octobre 2010.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données relatives aux zones de baignade, 2009.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données relatives à l'apport de nutriments en zone amont des zones de baignade, 2011.

Service Public de Wallonie, Direction Générale Opérationnelle, Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3), Direction des Eaux de Surface, données historiques relatives à la qualité bactériologique des prélèvements réalisés depuis les années 80 dans les zones de baignade.

Société Publique de Gestion de l'Eau, chantiers d'assainissement par programme d'investissement et travaux d'égouttage par plan triennal en zone de baignade, octobre 2010.

Sources cartographiques

Protectis, cartographies réalisées dans le cadre de l'élaboration des profils de vulnérabilité des eaux de baignade, octobre 2010.

Service Public de Wallonie, couches informatiques :

- Districts hydrographiques, sous-bassins hydrographiques et masses d'eau de surface ;
- Emplacement des zones de baignade ;
- Axes de communication (routes et chemin de fer)
- Réseau hydrographique ;
- Ruissellement diffus (Erruisol) ;
- Occupation du sol ;
- Occupation agricole du sol (SIGEC) ;

Société Publique de Gestion de l'Eau, couches informatiques :

- Plan d'assainissement par sous-bassins hydrographique ;

Annexes

Annexe n°1

Fréquentation estivale de la zone de baignade



Figure 40: fréquentation de la zone I02 en période estivale – photo prise le 10/07/2010



Figure 41: parkings et alentours de la zone de baignade I02 – photo prise le 10/07/2010

Annexe n°2

Evolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2005, 2006, 2007 et 2008.

Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2005 pour la station I02 - Lac du Ry Jaune

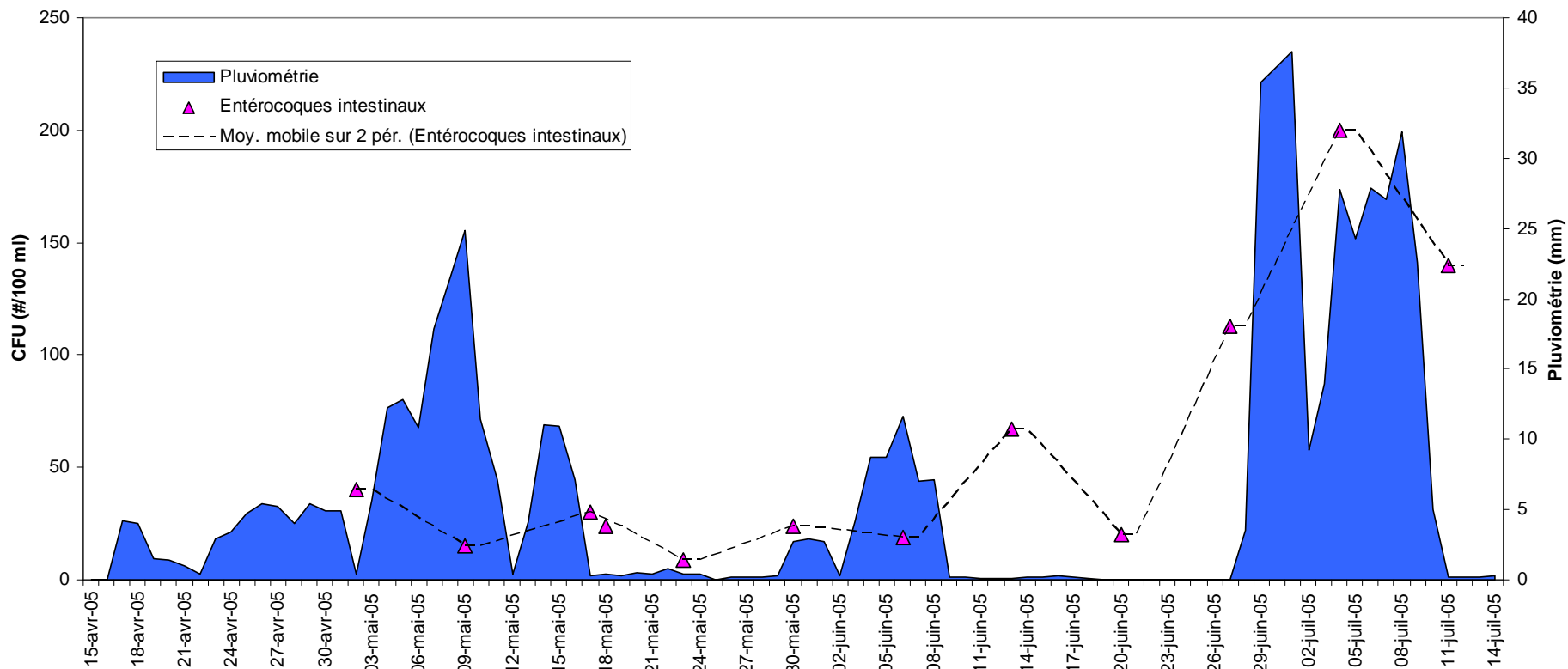


Figure 42: évolution des entérocoques intestinaux et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2005.
 Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010

Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2006 pour la station I02 - Lac du Ry Jaune

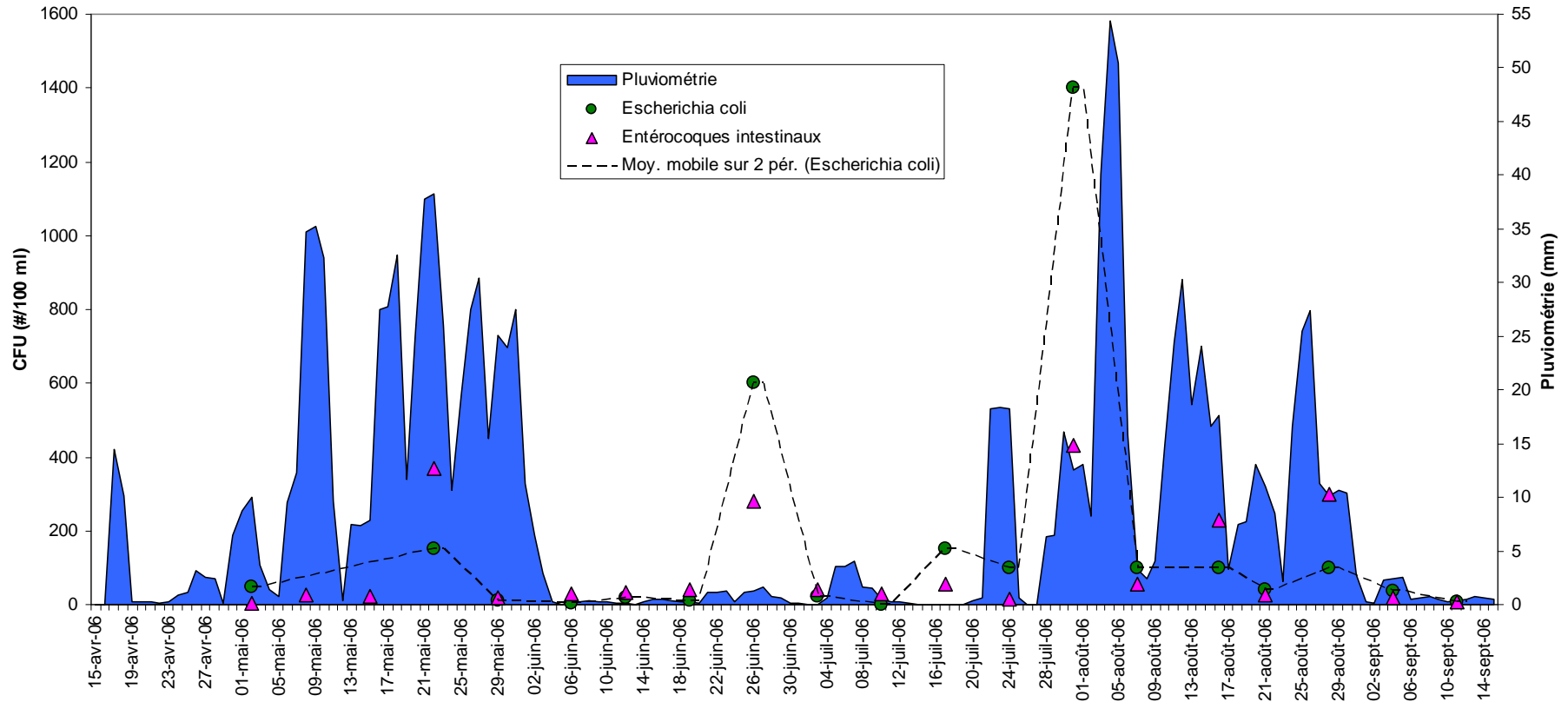


Figure 43 : évolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2006
 Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010

Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2007 pour la station I02 - Lac du Ry Jaune

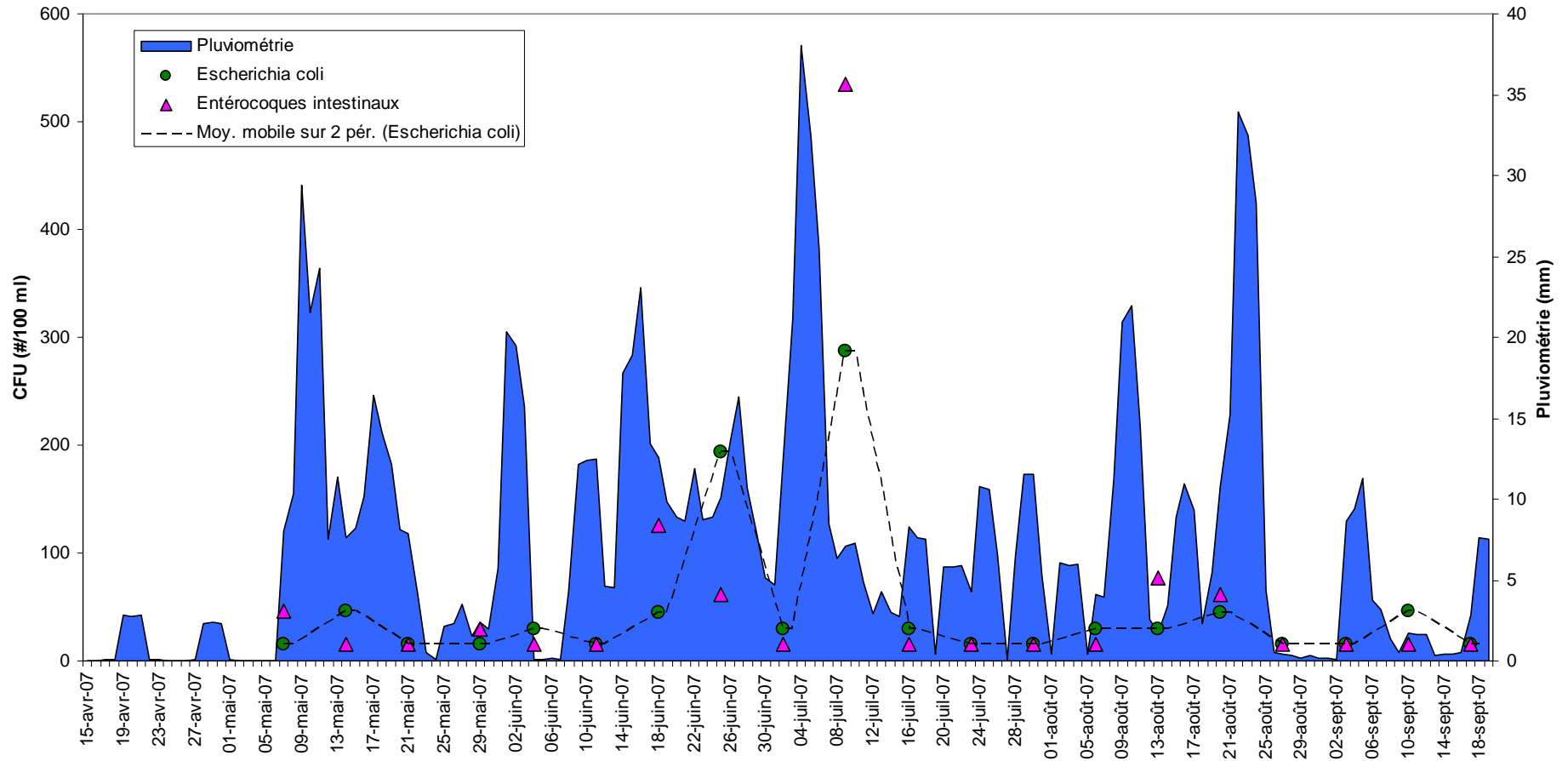
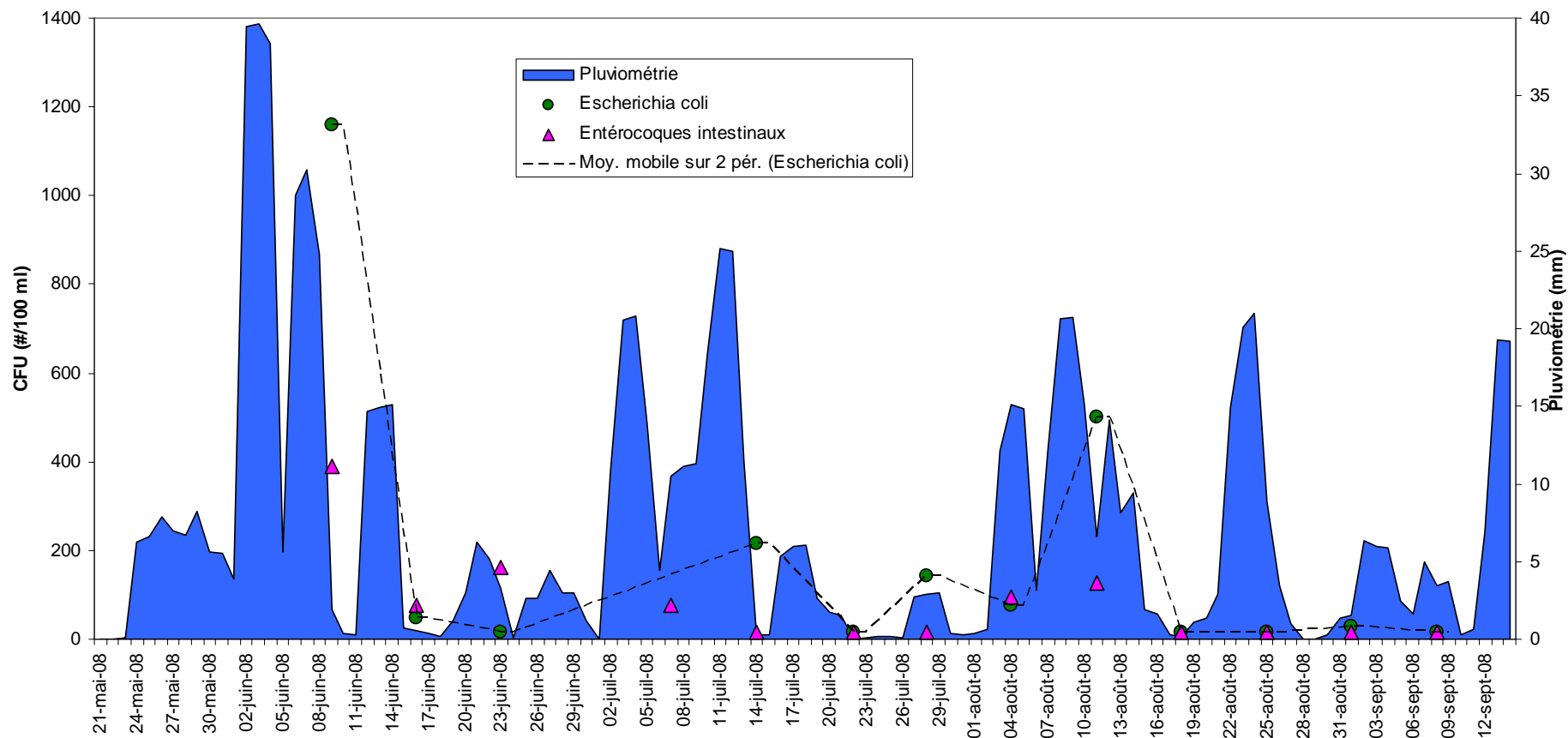


Figure 44: évolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2007.

Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010

Paramètres bactériologiques et pluviométrie au cours de l'année 2008 pour la station I02 - Lac du Ry Jaune



**Figure 45 : évolution des paramètres bactériologiques et de la pluviométrie cumulée sur trois jours au cours de l'année 2008.
Source des données : SPW/SETHY, 2009-2010**