



HAL
open science

Les étiages 2011 et 2012 en Cévennes et leurs conséquences sur le plan de la qualité des eaux et le développement des algues

Jean-François Didon-Lescot, David Salze, Emmanuelle Fiard, Mélanie Régnier-Labaume, Sandra Perez, Jean-Marc Domergue, Joël Jolivet, Pierre-Alain Ayrat, Pierre Salou, Sylvie Spinelli

► To cite this version:

Jean-François Didon-Lescot, David Salze, Emmanuelle Fiard, Mélanie Régnier-Labaume, Sandra Perez, et al.. Les étiages 2011 et 2012 en Cévennes et leurs conséquences sur le plan de la qualité des eaux et le développement des algues . [Rapport de recherche] SMAGE. 2012, pp.128. hal-01283745

HAL Id: hal-01283745

<https://hal.science/hal-01283745v1>

Submitted on 8 Mar 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



LES ETIAGES 2011 et 2012 EN CEVENNES et leurs conséquences sur le plan de la qualité des eaux et le développement des algues

Auteurs

Jean-François Didon-Lescot, David Salze, Emmanuelle Fiard, Mélyny Régnier-Labaume, Sandra Pérez

Avec la collaboration de :

**Jean-Marc Domergue, Joël Jolivet,
Pierre-Alain Ayrat, Pierre Salou et Sylvie Spinelli**

Pour le compte du



Introduction

Ce rapport fait tout d'abord la synthèse des données recueillies par l'UMR 7300 "ESPACE" dans le secteur de Peyrolles (Gardon de Saint-Jean et Vallée Obscure) au cours des deux cycles hydrologiques 2010-2011 et 2011-2012 (de septembre à août).

Une attention particulière est portée aux étiages, qui apparaissent comme originaux à plusieurs titres, et qui ont constitué un des points clé de nos préoccupations ces deux années encore, dans le cadre de la présente convention.

Le Groupe de recherche de l'Axe intersites de l'UMR 7300 ESPACE qui s'intitule « Criticité des basses eaux des Cévennes à la Camargue » a programmé pour les années 2011-2015 le développement de travaux sur les problématiques associées aux basses eaux et à leur caractère réversible ou non.

La présence de Pierre-Alain Ayrat, et de David Salze, Enseignants-Chercheurs à l'Ecole des Mines d'Alès, en tant que membres associés à l'UMR ESPACE, renforce le potentiel de recherches du laboratoire sur le secteur des Gardons.

Dans ce cadre, l'année 2011 a permis de lancer deux études préliminaires concernant les conditions d'émergence d'algues sur le tronçon du Gardon compris entre l'amont de Saint-André de Valborgne et Ners. Il s'agit de deux travaux d'étudiants formés à l'Ecole des Mines d'Alès (encadrement : Pierre-Alain Ayrat, Catherine Gonzalez et David Salze) :

- en avril (stage de mission longue, 3^{ème} année d'Ecole d'ingénieur EMA de C., Azais, L., David, et P., Faure) pour un repérage en situation de hautes eaux, de 10 points de surveillance, en amont et en aval des stations d'épuration depuis Saint-André de Valborgne jusqu'à Saint-Jean du Gard ;

- du 7 juillet au 21 août (stage de fin d'études de Pierre Salou, en 3^{ème} année d'Ecole Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Limoges (ENSIL). Ce deuxième travail a porté sur une série de 7 campagnes hebdomadaires réparties sur un linéaire de 58 km (8 stations, 6 sur le Gardon de Saint-Jean et le ruisseau de Valescure, 2 à Ners), en croisant les paramètres physico-chimiques (températures de l'eau, conductivité électrique, pH, nitrates) avec la présence ou non d'algues. L'étude de la prolifération d'algues à Peyrolles, au pied du pont d'Arenas et à la station du suivi d'étiage, a été testée au moyen de deux méthodes (la première, par prélèvement et pesée, la seconde par analyse d'images de secteur géo-référencé) (Rapport au SMAGE 2011).

En 2012, la question de la qualité des eaux du Gardon d'Anduze jusqu'à Vézénobres a été à nouveau abordée :

1- par une série de 9 campagnes physico-chimiques portant sur la qualité de l'eau du Gardon en 11 points entre le 29 juin et le 6 septembre (David Salze, Mélanie Régnier-Labaume et Sylvie Spinelli).

2- par le suivi en continu de la température de l'eau de rivière par capteur, du 26 juillet au 30 août 2012 sur 13 points de mesure.

3- par le stage d'Emmanuelle Fiard, Université de Nice, encadrée par Sandra Perez, portant à la fois sur la présence des algues et le ressenti des usagers de l'eau, durant la période allant du 1^{er} juin au 30 juillet 2012, par l'intermédiaire d'une enquête semi-dirigée (150 réponses).

La première partie du rapport concerne **le suivi hydro-climatologique**.

La deuxième partie porte sur le **Suivi de la qualité des eaux et des températures du Gardon entre Saint André de Valborgne et le pont de Cassagnoles en liaison avec la prolifération des algues**.

La troisième partie **présente les premières recherches concernant la prolifération des algues dans les eaux du Gardon de St Jean jusqu'à Lézan en 2011**.

Enfin la quatrième partie est consacrée à **l'évaluation de l'aspect sociétal du développement algal et de la qualité de l'eau du Gardon**.

Première partie : les suivis hydro-climatologiques

1. Les suivis de 2010 à 2012

1.1 Le réseau d'observations de la Vallée Obscure

Au 1^{er} novembre 2012, le dispositif géré par l'UMR ESPACE dans la Vallée Obscure, affluent du Gardon de Saint-Jean, comprenait huit stations hydrométriques, trois pluviographes, un thermographe sous abri et un piézographe (Photographie n°1), (Fig.1).

Le réseau hydrométrique comprend 5 stations implantées sur le bassin versant du ruisseau de Valescure, entre 2003 et 2005 (pour des superficies contrôlées comprises entre 0,27 et 3,93 km²), et trois stations mises en place en 2009 : la première à la source du Château de Valescure (avril 2009) dont le bassin d'alimentation est estimé à 0,88 ha ; la deuxième sur le Gardon de Saint-Jean, au droit de Peyrolles, pour un bassin de 138 km² (juin 2009) ; la dernière dans la partie aval du Valescure, en amont du *tancat*, au-dessus de la station hydrométrique installée en 2003 (octobre 2009). Les deux premiers sites et leur équipement ont été décrits dans le rapport 2009 (J.F. Didon-Lescot *et al.* 2009), le troisième dans le rapport 2010 (C. Martin *et al.* 2010).

Les sites du Gardon de Saint-Jean à Peyrolles et celui de la source du Château sont directement liés à l'étude des étiages. Sur le Gardon, il s'agit d'une station temporaire pour laquelle la centrale de mesures et la sonde de pression sont installées durant la période de basses eaux et retirées juste avant les grandes crues d'automne. La source du Château est contrôlée en permanence.



Photo 1- La station des Abris le fort le 23/8/2011 au plus fort de l'étiage.



Photo 2- La station hydrométrique de Valescure aval - développement d'algues filamenteuses le 9/8/2012.

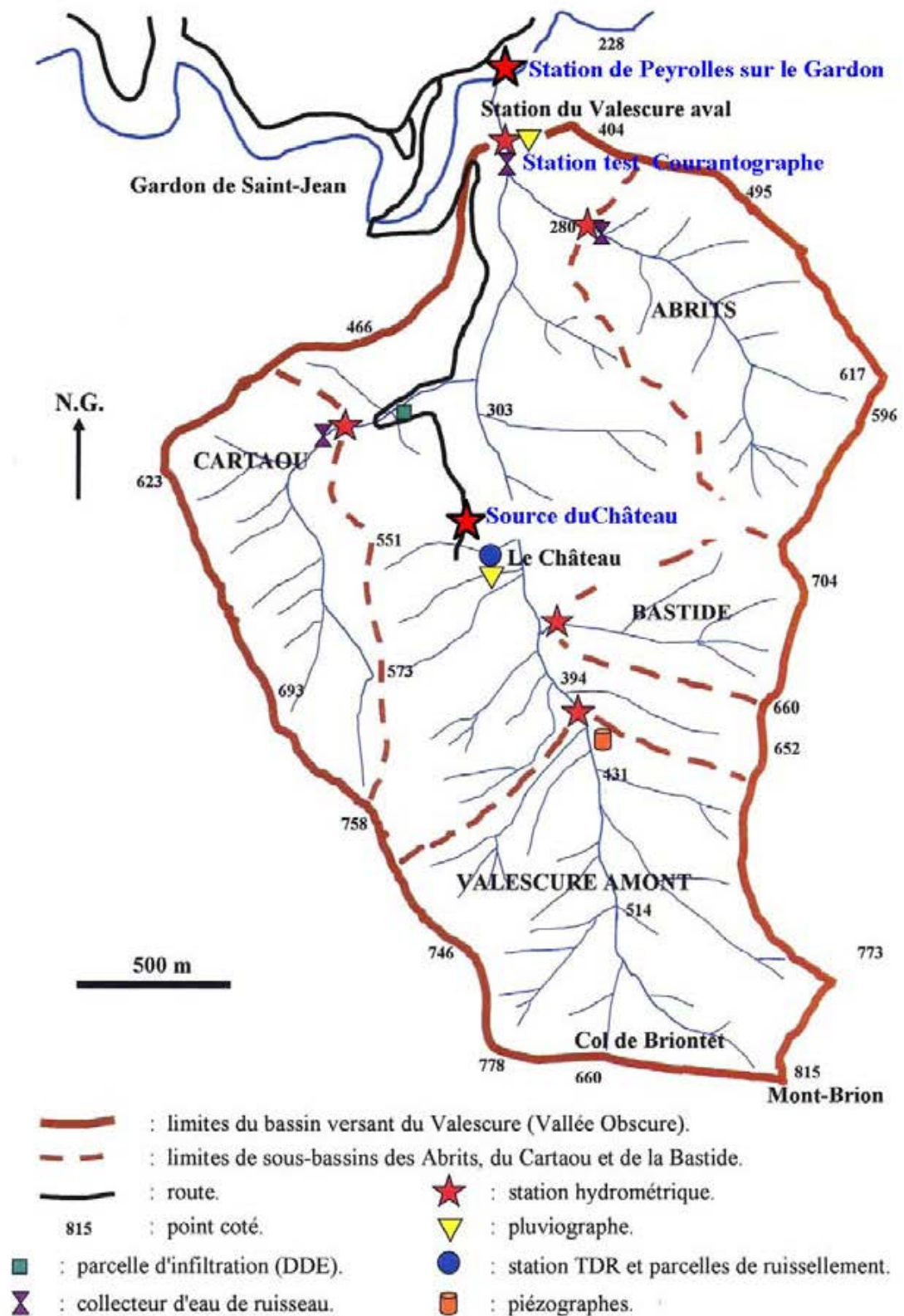


Figure 1- Le dispositif de mesures de la Vallée Obscure en 2012.

Il convient d'ajouter qu'à la station de Valescure aval a été installée une centrale CAMPBELL, pour mesurer en continu la conductivité électrique et l'oxygène dissous (Photo 6). Après une phase de test, la station est opérationnelle depuis juillet (conductivité électrique, température) et octobre 2012 (oxygène dissous). Elle a été mise en place sur le Gardon à la station d'étiage de Peyrolles durant l'été 2012 et démontée le 31 août.

1.2 Les conditions des mesures hydro-climatologiques

Les pluies sont enregistrées en continu depuis 2003 au niveau des 3 postes pluviométriques, avec cependant quelques difficultés pour celui du Château, heureusement compensées par les valeurs obtenues avec le pluviomètre de secours.

Concernant les niveaux d'eau des ruisseaux, les chroniques sont complètes pour les stations de la Vallée Obscure, à l'exception de celle de Valescure amont : en 2011, lacune du 13/4 au 8/5 suite à un défaut de la centrale de mesures ; et en 2012 lacune à Bastide du 5/01 au 22/02 et du 18/4 au 1/5). A Valescure amont où les données semblaient suspectes (Rapport au SMAGE 2011), il s'avère que la mesure fournie par la sonde en hautes eaux était incorrecte. Une centrale supplémentaire a été déployée sur le site et elle est toujours opérationnelle.

En 2011, cinq jaugeages de vérification ont été réalisés début novembre, aux stations de Valescure aval, de Bastide et sur le Cartaou, qui confirment les courbes de tarage utilisées précédemment.

Certaines stations sont sensibles au batillage à partir d'un certain débit. C'est le cas à Cartaou et Valescure aval. A Cartaou, il se produit dès que la côte dépasse 30 cm. L'amplitude de ce dernier est de 0.5 à 1 cm pour une côte de 30 cm (60 l/s +/-10%) et de 5 cm à 45 cm (570 l/s +/-27%). La sonde de pression qui mesure le niveau est depuis fin 2011 positionnée dans un tube PVC percé, de 10 cm de diamètre, jouant le rôle de puits de tranquillisation. L'efficacité du dispositif a conduit à l'adopter pour la station aval de Valescure (octobre 2012).

Signalons enfin que les niveaux enregistrés en très basses eaux lors de l'étiage 2011 ont pu être influencés sur la plupart des stations par le dépôt de débris végétaux sur les seuils, provoquant de légers détarages, malgré le soin apporté à nettoyer les stations et la fréquence des passages durant l'été.

A la station de Peyrolles sur le Gardon de Saint-Jean, le dispositif a été démonté le 30 octobre 2010 et remis en place le 24 mai 2011. Il a été à nouveau retiré à la fin de l'étiage 2011, le 18 octobre. Le secteur encadrant la station de mesures a alors été perturbé durant une dizaine de jours par deux barrages de castor, une centaine de mètres en amont et autant à l'aval, compliquant la mise en œuvre des jaugeages, et la lecture des niveaux (Photos n°3 & n°4). Ensuite, l'environnement de la station a été considérablement remanié par la crue du 4 novembre 2011. Tout en conservant en rive gauche l'échelle installée en 2009, le matériel d'enregistrement (centrale MONOPHEME) a été positionné en rive droite dans un secteur toujours en eau (Photo n°5). Au cours de l'étiage hivernal 2011-2012, la centrale a été réinstallée le 22 mars avec une cote de 43.1 cm (333 l/s), mais l'enregistrement a été perdu (défaut lié à la centrale). Il a été remis en place début juin.

En 2010-2011, 11 nouveaux jaugeages ont été réalisés sur le Gardon à Peyrolles, 2 en hautes eaux le 18 décembre 2010 (2454 l/s) et le 20 janvier 2011 (2751 l/s), et 9 couvrant l'étiage 2011, entre le 24 mai (568 l/s) et le 10 octobre 2011 (84 l/s). Ces derniers s'écartent de la courbe de tarage réalisée en 2009-2010 pour les très basses eaux (niveaux compris entre 30 et 40 cm) (Fig. 2). Les 3 derniers jaugeages de 2012 s'intègrent parfaitement avec ceux de l'étiage 2011, malgré le remaniement de la station. La nouvelle courbe de tarage, de forme linéaire, a été utilisée pour calculer les débits des deux dernières années.



Photos 3 & 4- Barrage de castor et son démontage le 18 octobre 2011, sur le Gardon de Saint-Jean à Peyrolles.



Photos 5 & 6- Echelle en rive gauche et enregistrement des hauteurs en rive droite - Gardon de St Jean à Peyrolles durant l'été 2012.

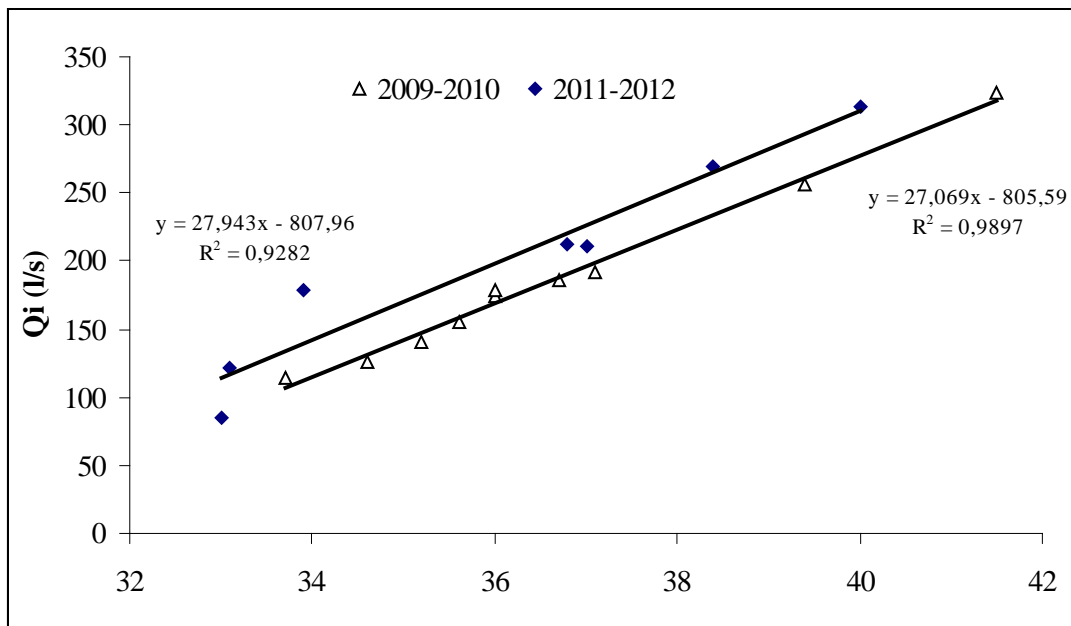


Figure 2- Courbe de tarage réalisée durant les étiages 2011 et 2012 sur le Gardon à Peyrolles, et comparaison avec la courbe de 2009-2010.

A la source du Château, le dispositif, bien que discret, a été détaré à plusieurs reprises lors de passages de visiteurs (Rapport au SMAGE 2011).

En 2010-2011, 41 jaugeages (compris entre 0.06 l/s le 18 octobre et 1.03 l/s le 18 mars) ont été réalisés, en vue de compléter la courbe de tarage dans les valeurs extrêmes et de la comparer à la courbe de 2009-2010 (Fig. 3).

En 2011-2012, les valeurs des 19 jaugeages réalisés, exception faite des mesures de fin 2011, s'écartent de la courbe précédente. L'explication tient probablement à la chute d'un arbre qui a légèrement décalé le guide porte sonde, et aussi au colmatage progressif du bassin en éléments terrigènes (consécutif à l'arrivée de dépôts de novembre 2011 ?). Un curage a été effectué le 5 novembre 2012. La nouvelle courbe de tarage 2011-2012, de forme linéaire, est utilisée pour calculer les débits depuis janvier 2012.

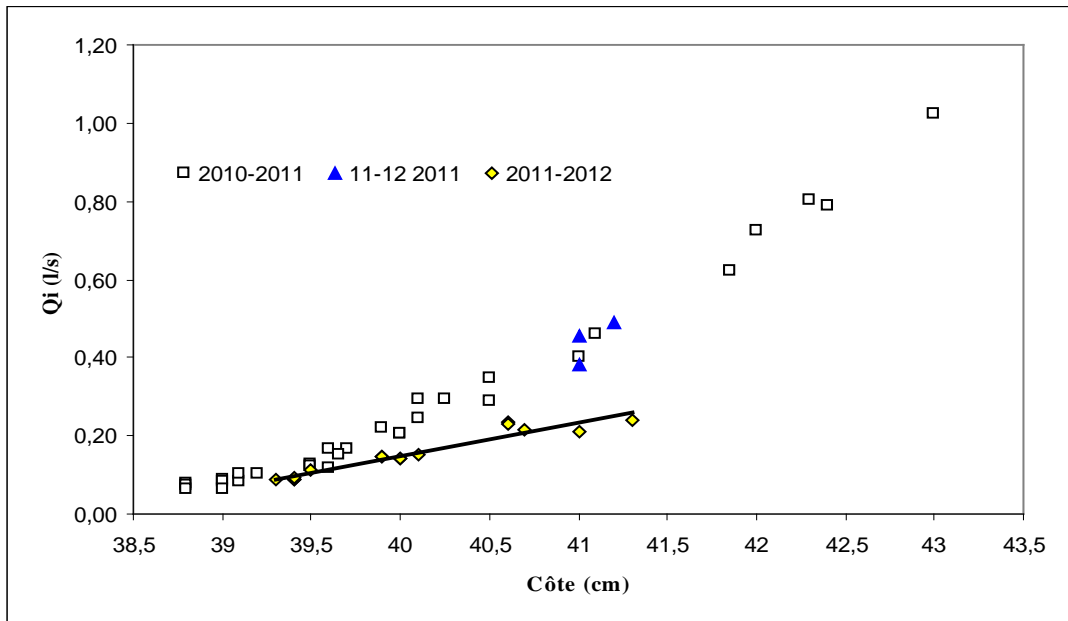


Figure 3- Courbe de tarage réalisée à la source du Château en 2010-2011 et depuis décembre 2011-2012.

2. Les conditions climatiques de 2010 à 2012

2.1 Les Précipitations

2.1.1 La répartition des pluies dans l'année

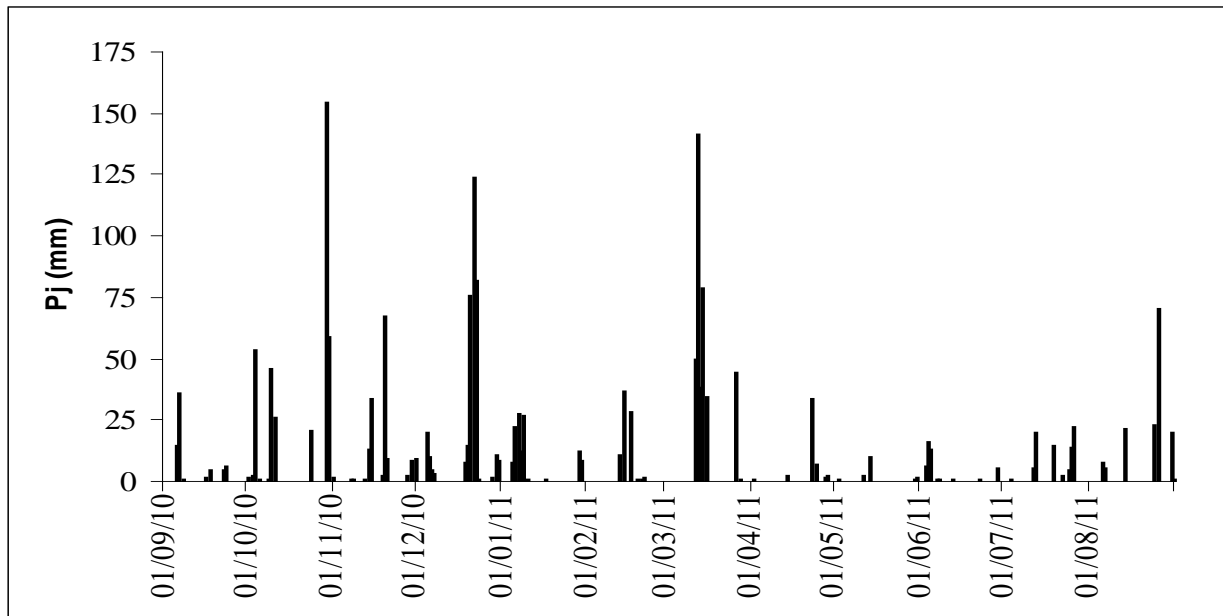


Figure 4- Les Précipitations journalières (de 0 à 24 h - heures d'hiver) du 1^{er} septembre 2010 au 31 août 2011 au Château de la Vallée Obscure.

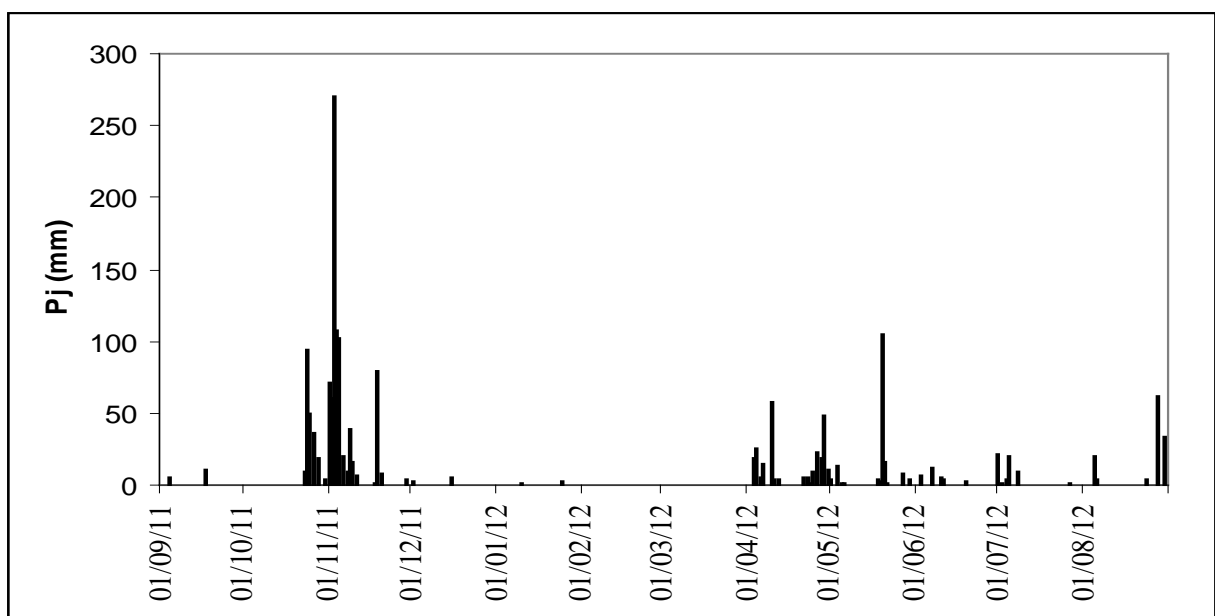


Figure 5- Les Précipitations journalières (de 0 à 24 h - heures d'hiver) du 1^{er} septembre 2011 au 31 août 2012 au Château de la Vallée Obscure.

Au cours de l'année hydrologique 2010-11, les précipitations ont atteint 1861 mm au poste du Château, soit un excédent de 14 % par rapport à la moyenne décennale 2003-2012 (1631 mm) et classe cette année au 4^{ème} rang depuis 2003.

Les pluies sont conformes à la normale (Fig. 7) à l'exception des mois excédentaires d'octobre (épisode des 30 et 31 octobre (214 mm), de décembre (371 mm, et 295 mm du 19 au 23/12 (295 mm), et de mars (342 mm du 12 au 16). Les autres mois sont déficitaires jusqu'en juin. Par rapport à la moyenne, avril n'en reçoit que 31 %, et mai seulement 15 %. En juillet et en août, les pluies sont abondantes pour la saison (double des moyennes) (Tab. 1).

La pluie maximale tombée en 24 h a été relevée le 30 octobre 2010 (154 mm au poste du Château, 157 mm sur le site aval). On a mesuré également 143 mm le 13 mars 2011.

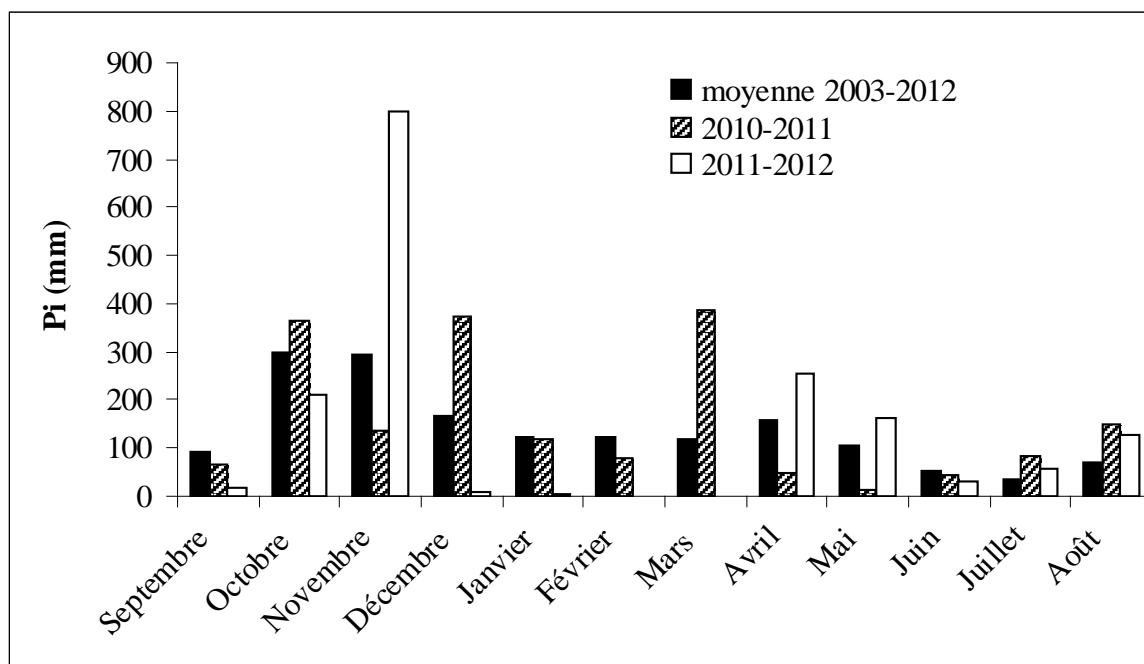


Figure 6- Précipitations mensuelles en 2010-11 et 2011-2012 au Château de la Vallée Obscure et comparaison avec la moyenne interannuelle.

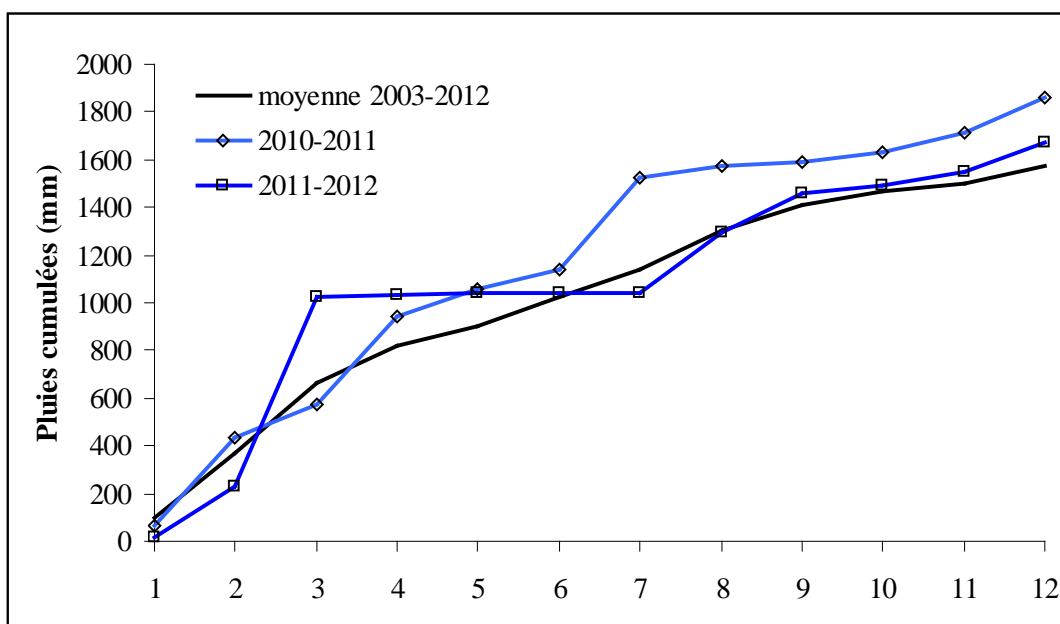


Figure 7 - Cumul des pluies tombées en 2010-11 et 2011-2012 au Château de la Vallée Obscure et comparaison avec la moyenne sur la période 2003-12 (années de septembre à août).

En 2011-2012, la lame d'eau annuelle, de 1660 mm, est proche de la moyenne 2003-2012 et se situe en 5^{ème} position. La moyenne annuelle masque toutefois des contrastes considérables, avec à la fois depuis 10 ans, le mois le plus arrosé (novembre, avec 798 mm, soit 48 % de la lame d'eau annuelle), et le plus sec (février, avec 0.5 mm) (Tab. 1).

Si les pluies significatives se déclenchent à partir du 24 octobre, elles sont essentiellement concentrées du 31 octobre au 6 novembre (636 mm en 8 jours, et 271 mm en 24h le 3 novembre). L'hiver qui suit est remarquablement sec (35 mm en 107 jours, du 17 décembre 2011 au 2 avril 2012), ce qui semble constituer un record à l'échelle des deux cent dernières années (J-F Didon-Lescot, 2012).

Le printemps est excédentaire en avril et en mai, enfin l'été est plutôt humide.

Tableau 1 - Précipitations mensuelles et annuelles en mm (de septembre à août) mesurées au Château de la Vallée Obscure depuis le début des mesures.

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2003		
	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2012		
P (mm)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Moy.	Ratio 8/moyenne	Ratio 9/moyenne
Septembre	95	27	278	247	41	22	21	67	16	90	0,74	0,18
Octobre	284	355	337	534	86	280	246	364	212	300	1,21	0,71
Novembre	472	27	151	146	438	452	44	139	798	296	0,47	2,69
Décembre	392	63	11	98	24	382	134	371	9	165	2,25	0,05
Janvier	58	3	313	53	319	75	143	119	4	121	0,99	0,03
Février	136	19	28	67	171	252	343	78	1	122	0,64	0,01
Mars	264	30	64	8	32	65	211	387	19	118	3,23	0,16
Avril	299	105	48	89	286	230	45	47	257	156	0,3	1,65
Mai	58	52	54	130	304	36	149	15	162	107	0,14	1,52
Juin	16	82	5	93	105	45	71	43	30	54	0,79	0,55
Juillet	7	3	43	17	44	28	18	83	57	33	2,49	1,71
Août	45	49	92	15	86	39	20	147	125	69	2,14	1,82
Total annuel	224		142	149	193	190	144	186	169			1,03
	3	813	5	7	6	5	3	1	0	1631	1,13	

2.1.2 Les pluies de mai à octobre en 2011 et en 2012

Le régime des pluies au printemps et en été conditionne largement l'étiage estival. En 2010-2011, il est tombé 289 mm entre le 1^{er} mai et le 31 août, ce qui est très proche de la moyenne 2003-2010 (274 mm), dont 21 % en juillet et surtout 51 % en août. Dans le détail, du 1^{er} mai au 21 juin, les pluies sont espacées et modérées, à l'exception du 4 au 6 juin (35 mm), mais on dénombre ensuite jusqu'au 31 août, 6 pluies rapprochées avec plus de 10 mm, et 4 supérieures à 20 mm.

En 2011-2012, il pleut davantage de mai à août (375 mm), avec un début de période bien arrosé du 18 au 21 mai (128 mm), et ensuite, 6 épisodes bien répartis entre le 7 juin et le 30 août qui fournissent 170 mm dont 96 mm à la fin du mois d'août.

Ensuite, entre le 1^{er} septembre et le 20 octobre, les pluies sont très faibles en 2011 et modérées en 2012. Comparé à la moyenne 2003-2012 (232 mm), les déficits respectifs sont de 79 % en 2011 et de 16 % en 2012. En 2011 on relève seulement 9.4 mm le 23/10/2011, après 35 jours consécutifs sans une goutte d'eau. Le cumul n'est que de 16 mm entre le 1^{er} septembre et le 23 octobre, ce qui constitue la plus faible valeur mesurée dans cette période depuis 10 ans. En 2012, s'il tombe 106 mm en septembre (3 épisodes les 24, 26 et 29 dont le plus important, de 55 mm le 24), il faudra attendre encore 16 jours pour recevoir une pluie moyenne (46 mm), le 18 octobre.

Ainsi, il apparaît qu'au cours des 10 dernières années à Valescure, les « vraies » pluies d'équinoxe ont tendance à s'effacer, ou à devenir plus tardives (Tab.2). Ainsi, pour 8 années sur 10, les pluies significatives et

au moins égales à 90 mm se produisent après le 20 octobre (en 2011, 94 mm le 24/10 et en 2012, 109 mm le 27/10).

Tableau n° 2 - Hauteur de pluie et date d'occurrence pour la pluie maximale de la période 1/9-20/10, et pluie max de l'automne, depuis 2003 à Valescure.

a : Pluie max mesurée entre le 1-9 et le 20/10 b : Pluie max de l'automne

	mm		mm	
	a	a	b	b
2003	153	01-oct	141	16-nov
2004	24	20-oct	124	29-oct
2005	179	06-sept	179	6/9
2006	85	14-sept	344	19-oct
2007	24	05-oct	240	21-nov
2008	59	09-oct	121	22-oct
2009	59	20-oct	110	21-oct
2010	53	04-oct	154	30-oct
2011	10	17-sept	271	4-nov
2012	55	25-sept	109	27-oct

2.1.3 Les pluies de l'hiver 2011-2012

Les conditions pluviométriques de mi-novembre à début avril sont tout à fait exceptionnelles. Faisant suite au gros épisode de début novembre et à celui du 18 au 20 novembre (89 mm), la période qui suit est anormalement sèche. Il est tombé seulement 37 mm du 21 novembre au 2 avril au château de Valescure.

Pour des stations pluviométriques possédant des chroniques longues, la pluie sur la même période à St Christol-lez-Alès est de 22 mm, soit moins de deux fois la pluie de 2004-2005, qui arrive en 2^{ème} rang des plus sèches. D'après le tableau 3, cette valeur 2011-2012 est la plus faible de la série depuis 1949, et probablement aussi depuis 1807 pour le secteur alésien (J-F Didon-Lescot, 2012).

Tableau 3 - a- Précipitations cumulées entre le 20 novembre et le 31 mars à St Christol-lez-Alès depuis 1949 b- Précipitations cumulées entre le 20 novembre et le 31 mars à Alès et Alentours depuis 1807 ** incluant du 1 au 30/11 et du 1 au 31/3

- a -	2011-2012	2004-2005	1980-1981	1999-2000	1952-1953
mm	22,4	54,7	80,2	82,2	84,1
écart à la moyenne (%)	92,8	82,3	74	73,4	72,8
- b -	1922-1923	1937-1938	1920-1921	1906-1907	1874-1875
mm	79 *	93 *	103	118	119 **
écart à la moyenne (%)	74,4	69,9	66,7	61,8	61,5

2.2 1 Les températures sous abri

2-2-1-1 du 1^{er} avril au 31 octobre, en 2011 et 2012

en 2011, durant cette période, les températures mensuelles sont parmi les plus chaudes relevées depuis 10 ans, en avril (+ 2.5 °C par rapport à la moyenne 2003-2012), mai (+1.7 °C), septembre (+2.0 °C) et en octobre (+1.7 °C) (Tableau n°4). A l'inverse, les températures de l'été sont plus fraîches, surtout en juillet (-2.3 °C, à l'avant dernier rang). Des valeurs remarquables atteintes en intersaison constituent aussi des records: + 30.6 °C le 8 avril, 31.7 °C le 21 mai, et encore 31.3 °C le 12 octobre. Les moyennes décadaires sont alors remarquables (Fig. 8).

En 2012, les températures sont plus modérées, voire même se situent parmi les plus fraîches en avril et en juillet. Seul le mois d'août est plus chaud, notamment au cours de la 2^{ème} décennie, les conditions caniculaires (avec mini > 20 °C et maxi >35 °C) ne durant que 2 jours les 21 et 22. On relève 36.7 °C le 21/8.

Tableau 4 - Températures moyennes mensuelles (TMM) au Château de la Vallée Obscure d'avril à octobre en 2011 et 2012 et valeurs moyennes sur la période 2003-2012.

	Avr	Mai	Jui	Jui	Aou	Sep	Oct
Moyenne 2003-2012 (T1)	11,8	15,7	19,4	22,1	21,8	17,8	13,4
TMM 2011 (T2)	14,4	17,2	18,8	20,2	21,4	19,6	14,9
Écart de T2 par rapport à T1 (°C)	2,6	1,5	-0,6	-1,9	-0,4	1,8	1,5
Vallée Obscure - Rang sur 10	2	1	6	9	5	1	2
St-Christol-lez-Alès- Rang sur 63	2	3	17	34	18	2	6
TMM 2012 (T3)	10,5	15,5	19,4	20,8	22,5	17,8	14
Écart de T3 par rapport à T1 (°C)	-1,3	-0,1	0,1	-1,3	0,8	0,0	0,6
Vallée Obscure - Rang sur 10	8	5	8	7	3	6	7
St-Christol-lez-Alès- Rang sur 63	16	20	8	23	5	13	9

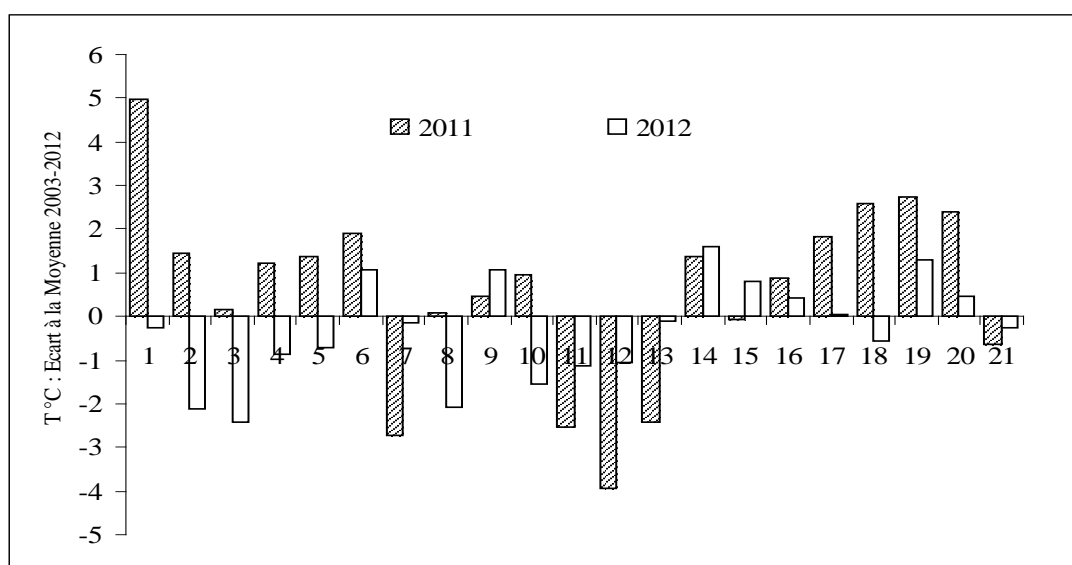


Figure 8- Écart entre les températures moyennes décadaires d'avril à octobre 2011 et la valeur moyenne de la période 2003-2012 au Château de la Vallée Obscure.

2-2-1-2 du 20 novembre 2011 au 2 avril 2012

Au cours de la récession hydrologique puis de l'étiage hivernal, les températures moyennes décadaires sont nettement plus chaudes que la moyenne décennale, à l'exception de la 1^{ère} décade de janvier, faiblement déficitaire et surtout les deux premières de février (Fig. 9). On y relève alors 14 jours où la moyenne journalière est négative (mini absolu de -10.6 °C le 12 à 7h00).

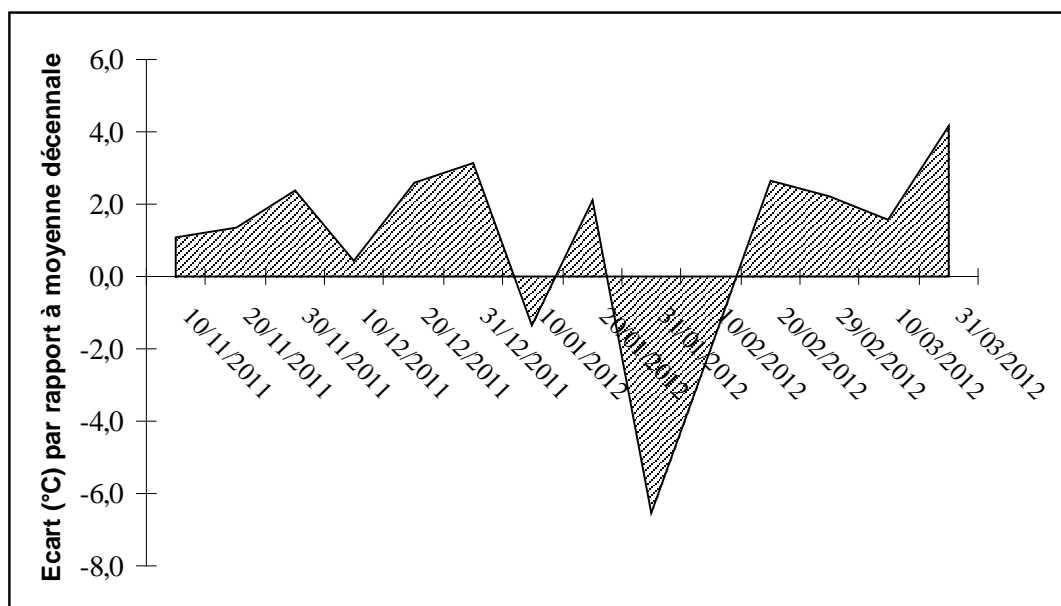


Figure 9- Écart entre les températures décadaires de l'air sous abri avec la moyenne décennale, du 20 novembre 2011 au 31 mars 2012 au château de Valescure.

2.3 L'insolation (au Mont Lozère) d'avril à octobre

Jusqu'à présent, seules les données d'insolation (heures de soleil) provenant du versant sud du Mont Lozère et géré par l'UMR ESPACE sur le site de La Vialasse, à 1300 m sont disponibles. On considère qu'en première approximation, l'insolation mesurée au Mont Lozère est un bon indicateur de celle de la Vallée Obscure. La mise en place début octobre 2012 au hameau de Bastide, d'une station climatologique CAMPBELL, par l'équipe HSM de Montpellier (programme de recherche ANR Floodscale), fournira par la suite des données locales d'insolation.

En 2011, entre avril et octobre, on a relevé 1966 h de soleil (contre 1628 h pour la moyenne 1985-2012) (Tab.5). Les insolutions d'avril (+106 h), de mai (+83 h) et d'octobre (+82 h), - constituant les records pour ces différents mois depuis 1985 - fournissent 93 % du surplus enregistré sur cette période (Fig. 10).

Comme pour les températures, l'insolation des autres mois est souvent proche de la normale, en juin, en août et en septembre, ce qui limite finalement le surplus à 20 heures de soleil en plein été.

Tableau 5- Insolation moyenne mensuelle en heures au Mont-Lozère d’avril à octobre 2011 et 2012, et valeur moyenne sur la période 1985-2012.

	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre
Insolation 2011 (T1)	305	314	273	298	309	243	224
Moyenne 1985-2012 (T2)	200	235	274	322	291	220	145
Écart de T2 par rapport à T1 (°C)	106	83	1	-24	19	24	82
Insolation 2012 (T3)	123	253	303	358	310	235	146
Moyenne 1985-2012 (T2)	200	235	274	322	291	220	145
Écart de T2 par rapport à T1 (°C)	-77	18	29	36	18	15	1

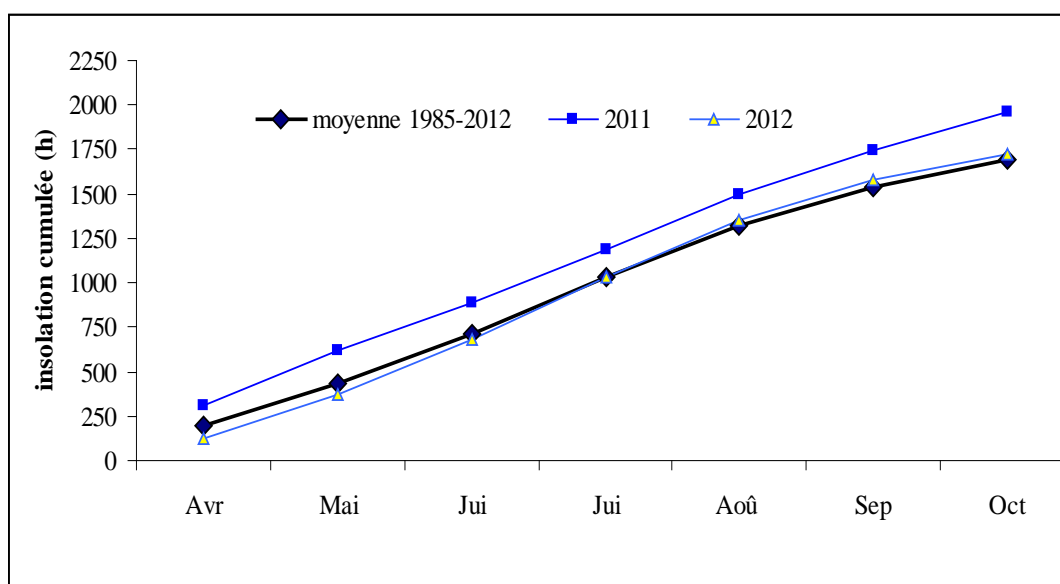


Figure 10- Cumul de l’insolation au Mont-Lozère d’avril à octobre 2011 et 2012 et comparaison avec la valeur moyenne sur la période 1985-2012.

En 2012, l’insolation d’avril à octobre (1728 h), un peu supérieure à la moyenne (1688 h), accuse un déficit important en avril (77 h), alors que les mois de mai à septembre enregistrent de 0.5 à 1 h de soleil en plus par jour.

Enfin, il faut noter que pour la période allant du 20 novembre 2011 au 31 mars 2012, on compte globalement un excédent de 174 h (+25 %) par rapport à la moyenne 1985-2012. Si les écarts à la moyenne sont dans l’ensemble négatifs jusqu’à la fin de la 1^{ère} décade de janvier, les valeurs deviennent de plus en plus positives, avec en moyenne 1 à 2 heures de soleil en plus en fin de période (Fig. 11). Le mois de mars est tout à fait extraordinaire. Avec 298 h d’insolation cumulée sur le mois, soit 176 h en plus, cela correspondait à près de 6 heures de soleil supplémentaires par jour....

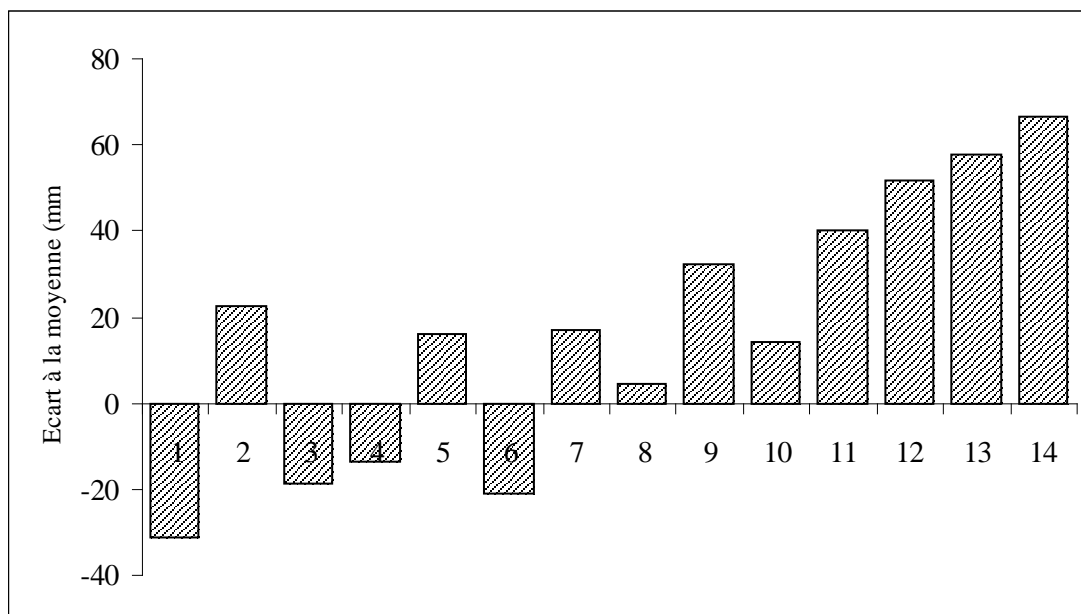


Figure 11- Ecart à la moyenne 1985-2012 de l'insolation décadaire mesurée du 20 novembre 2011 au 1^{er} avril 2012. 1=20 au 30/11/11 14= 20 au 31/03/12

2.4 L'évaporation potentielle (ETP Turc)

L'ETP a été déterminée par la formule de TURC, dans sa version la plus simple :

$$\text{ETP mensuelle (mm/mois)} = 0,40 \times (T / (T + 15)) \times (I_g + 50) \times N/31$$

où I_g est la radiation globale solaire mesurée ou calculée (calories/cm²/jour), T la température moyenne (°C) et N le nombre de jours du mois. $I_g = I_{gA} (0,18 + 0,62 h/H)$, h étant la valeur mesurée de la durée d'insolation (en heures), tandis qu' I_{gA} (énergie de la radiation qui atteindrait le sol si l'atmosphère n'existait pas, en calories/cm²/jour) et H (durée astronomique du jour, en heures) sont données par des tables en fonction de la latitude.

Pour l'insolation, nous avons utilisé les données recueillies à la station de La Vialasse, sur le Mont-Lozère.

L'ETP 2011 est la plus forte des 10 dernières années, celle de 2012, tout juste à la moyenne, se situe en 7^{ème} position. En 2011, les valeurs d'ETP sont remarquables au printemps et à l'automne, et déficitaires en juin et juillet (Fig. 12 et Tab. 6).

En 2012, le déficit a lieu surtout en avril, ensuite il s'écarte peu de la moyenne les autres mois. A noter que si l'ETP de novembre à février est tout à fait conforme à la moyenne, celle du mois de mars est exceptionnelle. Avec une valeur mensuelle de 83 mm, elle dépasse de 30 mm la valeur moyenne, et correspond à l'ETP moyenne du mois d'avril.

Tableau 6 - ETP Turc calculée d'avril à octobre 2011 et 2012, et comparaison avec la moyenne 2003-2012.

ETP (mm)	avril	mai	juin	juillet	août	septembre	octobre		mois 4 à 10
Moy. 2003-2012 (1)	76	105	135	157	132	91	51		747
2011 (2)	108	133	129	140	137	99	71		817
Ecart (2)- (1) en mm	32	28	-6	-17	5	8	20		70
Rang (sur 10)	1	1	7	9	5	2	1		1
2012 (3)	55	111	130	159	141	94	53		744
Ecart (3)- (2) en mm	-21	6	-5	2	9	3	2		-3
Rang (sur 10)	10	6	6	4	3	5	5		7

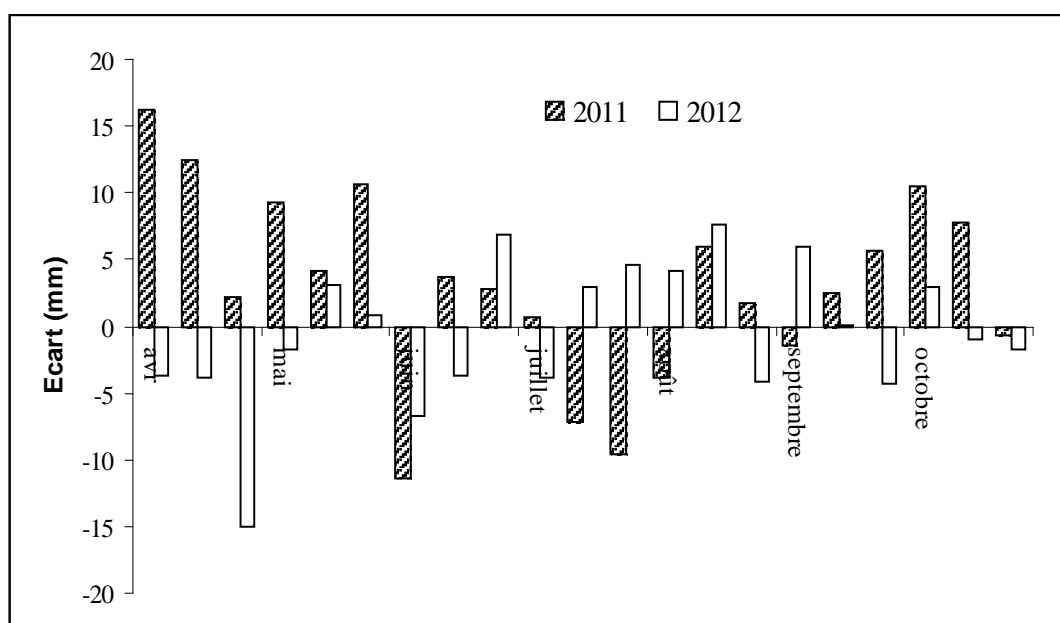


Figure 12- Écart entre l'ETP Turc décaidaire moyenne calculée en 2011 et 2012 d'avril à octobre et la valeur moyenne de la période 2003-2012, au Château de la Vallée Obscure.

3. Les cycles hydrologiques en 2010-2011 et en 2011-2012

3.1 Dans les bassins versants de la Vallée Obscure

3.1.1 Les écoulements

En 2010-2011, la lame d'eau écoulee dans le bassin de Valescure aval est de 1004 mm (supérieure de 10 % à la moyenne des années 2003-2012), ce qui la classe au 4^{ème} rang des 9 cycles hydrologiques étudiés (Tab. 8).

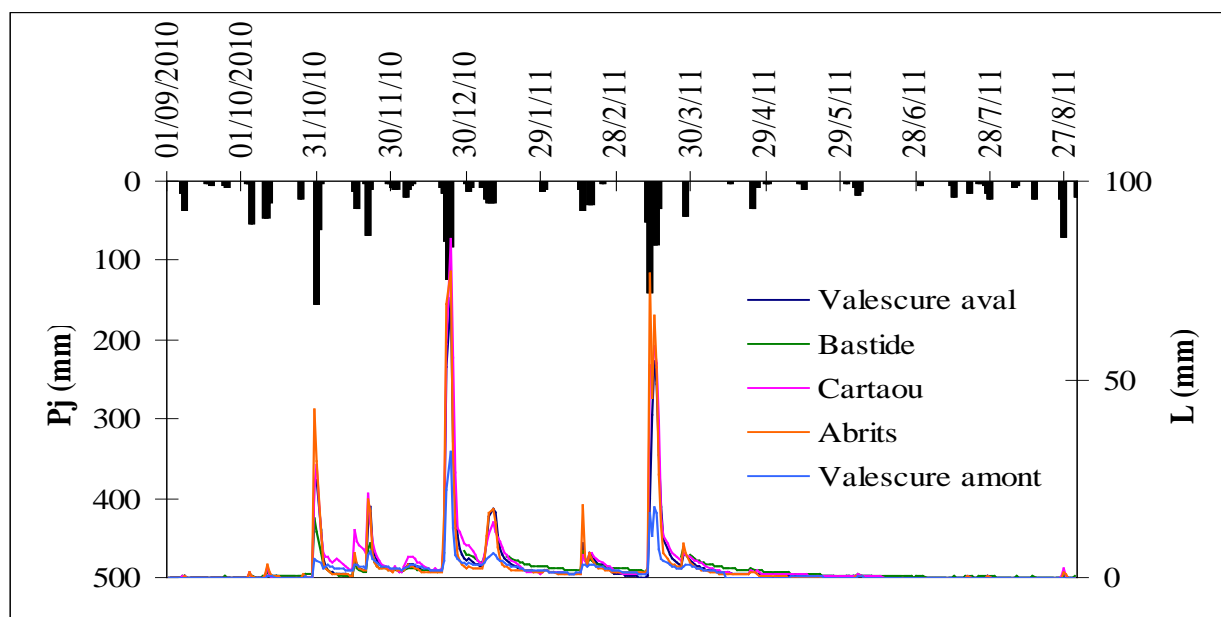


Figure 13- Valeurs journalières en mm des lames d'eau écoulées (L) des ruisseaux de la Vallée Obscure, et de la pluie au Château du 1^{er} septembre 2010 au 31 août 2011.

L'écoulement annuel est de même ordre à Valescure aval (1004 mm), Bastide (1017 mm) et les Abrits (1038 mm), celui du bassin de Cartaou étant supérieur de près de 30 %. Il est incomplet à Valescure amont.

Les écoulements journaliers sont très faibles jusqu'aux premières pluies significatives de la fin octobre 2011 (Fig. 13). Ensuite, les débits restent faibles, et ponctués par trois petites crues les 16 et le 21 novembre, puis le 8 décembre. Les pluies continues du 19 au 23 décembre (325 mm) génèrent une crue importante, suivie au cours de l'hiver de deux petits événements le 9 janvier (avec 90 mm lors de l'épisode pluvio-neigeux du 5 au 9/01), et le 18 février (75 mm en 3 jours du 13 au 17/02). Après une récession des niveaux durant un mois, l'épisode de crue du 13 au 16 mars (342 mm de pluie en 5 jours au poste du Château) assure une recharge généralisée et durable des débits. Deux modestes crues se déroulent encore au printemps, le 27 mars et le 23 avril, assurées par 44 et 33 mm de pluie. Enfin, l'étiage s'installe dans la durée jusqu'au 25 août, où il est temporairement interrompu par l'épisode orageux des 25 et 28/8 (93 mm), qui occasionne une très légère recharge.

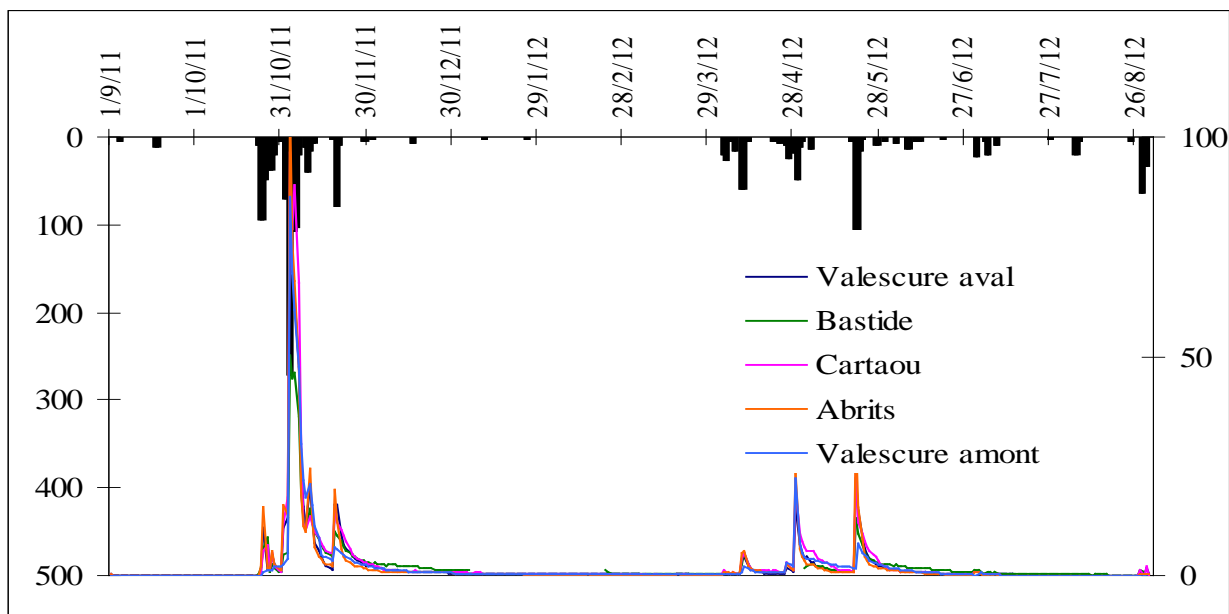


Figure 14- Valeurs journalières en mm des lames d'eau écoulées (L) des ruisseaux de la Vallée Obscure, et de la pluie au Château du 1^{er} septembre 2011 au 31 août 2012.

L'année hydrologique 2011-2012, avec 765 mm, accuse un déficit annuel de 15 % par rapport à la moyenne 2003-2012 et se situe en 5^{ème} position. Elle est tout à fait exceptionnelle.

Les débits sont très faibles jusqu'au 27 octobre. L'épisode du 1^{er} au 8 novembre représente à lui seul 33% des écoulements de l'année hydrologique (Fig. 14). Il est suivi d'un épisode nettement plus modéré le 20 novembre. Suivent alors une récession puis 122 jours d'étiage hivernal, du 3 décembre 2011 au 3 avril 2012 dont l'écoulement total est de 60 mm (pour 19 mm de pluie). Au printemps les 3 petites crues des 10 et 30 avril, puis du 21 mai vont permettre une remontée du débit de base, les niveaux de l'été étant à nouveau très bas jusqu'au 27 août (1.08 l/s soit 0.02 mm).

Tableau 7 - Bilans hydrologiques annuels "entrées - sorties" des bassins versants de la Vallée Obscure, du 1^{er} septembre 2003 au 31 août 2012.

P : précipitations (mm). L : lame d'eau écoulee (mm). P-L : déficit d'écoulement (mm). P Valescure aval : $(0,75 \times P \text{ poste Château}) + (0,25 \times P \text{ poste Valescure aval})$. P Abrits : P poste Valescure aval. P Bastide, P Valescure amont et P Cartau : P poste Château. (°) L incomplète

		Valescure aval	Abrits	Bastide	Valescure amont	Cartau
2003-04	P	2252	2283			2244
	L	1544	1727			1701
	P-L	708	556			543
2004-05	P	801	765	813		813
	L	224	206	179		322
	P-L	577	559	634		491
2005-06	P	1401	1338	1425	1425	1425
	L	874	788	751	779	754
	P-L	527	550	674	646	671
2006-07	P	1497	1499	1497	1497	1497
	L	687	647	625	677	791
	P-L	810	852	872	820	706
2007-08	P	1926	1898	1936	1936	1936
	L	1108	1063	1021	1090	1095
	P-L	818	835	915	846	841
2008-09	P	1865	1731	1903	1903	1903
	L	1144	1118	1224	1150	1219
	P-L	721	612	678	753	684
2009-10	P	1425	1391	1437	1437	1437
	L	786	710	723	585	783
	P-L	639	681	714	852	654
2010-2011	P	1827	1719	1863	1863	1863
	L	1004	1038	1017	(°)	1293
	P-L	823	681	846		570
2011-2012	P	1642	1565	1670	1670	1670
	L	765	770	(°)	741	924
	P-L	877	795		930	746
Moyenne 2005-12	P	1655	1592	1676	1676	1676
	L	910	876	862	837	980
	P-L	745	715	814	808	696

Concernant les crues, l'année 2010-2011 subit trois épisodes principaux, les 30 et 31 octobre 2010, du 20 au 24 décembre 2010, et enfin du 12 au 16 mars 2011. Les débits de pointe restent assez modestes, en regard de ceux observés depuis 2003, et lors de la crue du 4 novembre 2011 (Tab. 8). Le débit instantané maximal a lieu le 30/10/2010 à 18h55 aux Abrits (1541 l/s/km²), et sur les autres bassins moins réactifs, le 22/10 : à 19h01 à Cartau (1151 l/s/km²), à 19h25 à Valescure aval (1087 l/s/km²) et à Valescure amont (sans doute sous-estimé, 480 l/s/km²), à 19h31 à Bastide (833 l/s/km²). La crue du 13 mars 2011, bien plus lente dans son déroulement, s'accompagne de débits de pointe plus faibles.

En 2011-2012, l'épisode cévenol du 1^{er} au 6 novembre recharge définitivement les bassins de la Vallée Obscure. Le débit spécifique instantané maximal enregistré le 4 novembre est deux fois supérieur à celui de la crue du 22 décembre 2010. A titre de comparaison, et sur une période de dix ans, aux Abrits, il se situe en 3^{ème} position après ceux enregistrés le 19/10/2006 et le 1/10/2003.

Tableau 8- Débits spécifiques mesurés lors des principaux épisodes de crue en 2010-2011 sur les bassins de la Vallée Obscure. (°) - Cartaou défaut de mesure (***) - Valescure amont, sonde emportée au pic de crue.

	30/10/2010	l/s/km ²	22/12/2010	l/s/km ²	13/03/2011	l/s/km ²	04/11/2011	l/s/km ²	19/10/2006 l/s/km ²
Valesc.aval	18:54	879	19:25	1087	13:07	780	20:13	2280	3181
Abrits	18:55	1541	19:13	1369	13:25	984	19:46	2590	6942
Cartaou	18:54	874	19:01	1151			20:01	2337	°
Bastide	19:07	624	19:31	833	13:31	556	21:01	917	2553
Valesc.amont	19:07	254	19:25	460	14:49	370	21:01	917	>3330 **

3.1.2 Les bilans hydrologiques

Les bilans hydrologiques du tableau 7, indiquent qu'en 2010-2011 l'écoulement moyen de 4 bassins (Valescure amont, incomplet) représente 60 % des pluies incidentes, pour 48 % en 2011-2012 pour les mêmes bassins versants. Il est nettement plus important dans le bassin du Cartaou, et plus faible dans celui de Valescure amont. Le déficit d'écoulement (DE= P-L) est compris entre 570 mm à Cartaou et 823 mm à Valescure aval en 2010-2011, et entre 746 mm à Cartaou et 930 mm à Valescure amont en 2011-2012. DE est une valeur calculée de l'Evapotranspiration Réelle dans le bassin versant (ainsi que des réserves en eau en fin de cycle). En 2010-2011, l'ETR moyenne des 3 bassins (Abrits, Valescure aval et Cartaou) est de 691 mm, pour une ETP Turc calculée de 925 mm ; en 2011-2012, l'ETR est très proche: 806 mm, contre 811 mm pour l'ETP. La moyenne calculée pour les 3 stations (Valescure aval, Cartaou, Abrits) sur les 9 cycles (2003-2012), est de 686 mm pour l'ETR, ce qui représente 78 % de la valeur théorique de l'évapotranspiration.

3.2 La source du Château

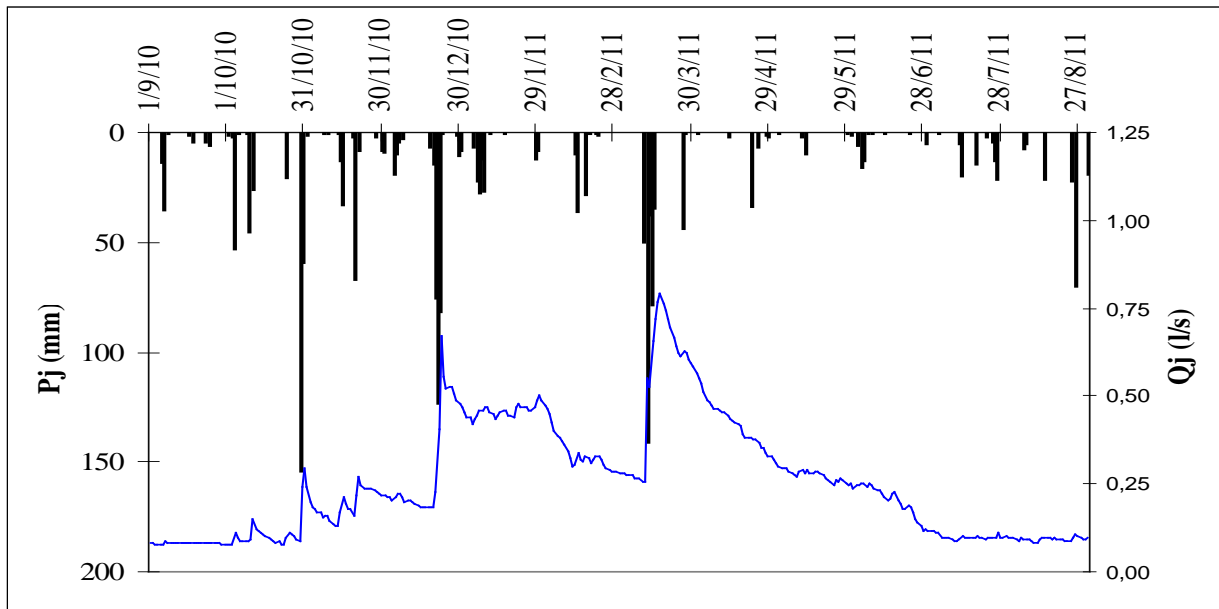


Figure 15- Pluies et débits journaliers à la source du Château mesurés du 1^{er} septembre 2010 au 31 août 2011.

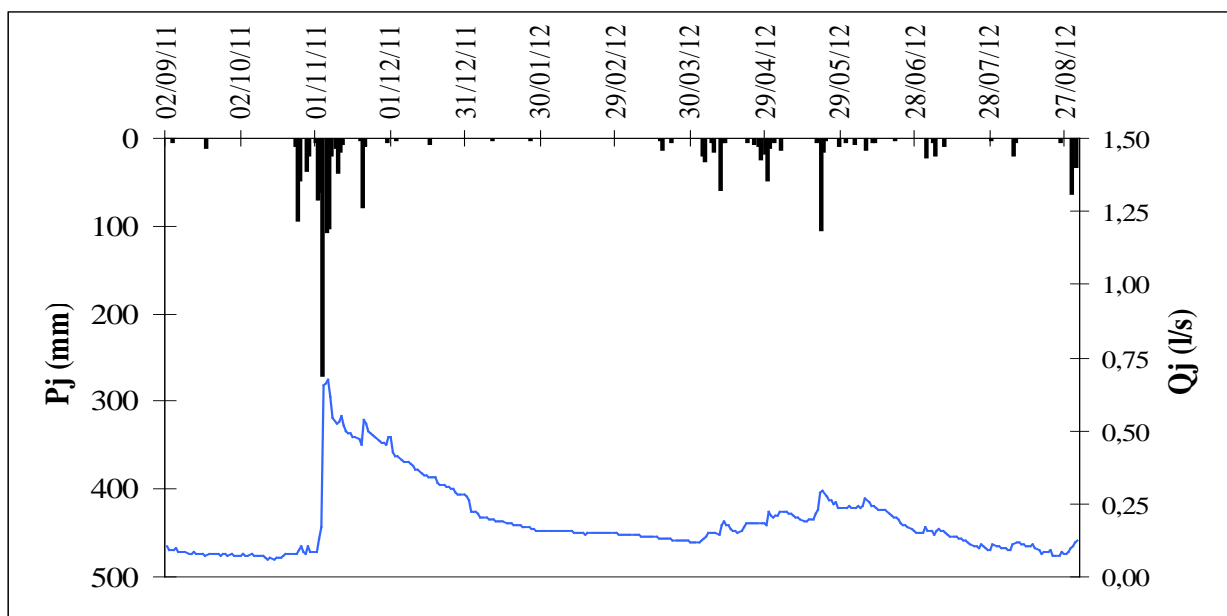


Figure 16- Pluies et débits journaliers à la source du Château mesurés du 1^{er} septembre 2011 au 31 août 2012.

Au début du cycle 2010-2011, les débits enregistrés à la source sont très faibles jusqu'au 29 octobre (0,08 l/s) et restent inférieurs à 0,25 l/s jusqu'aux pluies importantes qui marquent la fin de l'année 2010, et qui occasionnent une recharge du bassin (Fig. 15). Début 2011, les écoulements sont bien

soutenus jusqu'au 5 février (0.45 l/s), date à laquelle ils commencent à diminuer assez brutalement pour atteindre 0.26 l/s le 12 mars. Une recharge progressive entre les 12 et 18 mars fait monter le débit moyen journalier à 0.79 l/s le 18/3, avec un débit max instantané de 0.81 l/s le même jour à 9h. Par la suite, les pluies successives ne montrent plus d'effet direct sur les écoulements journaliers, qui diminuent progressivement, ils sont de 0.18 l/s le 23 juin, et de 0.11 l/s le 1^{er} juillet. L'étiage montre enfin un palier voisin de 0.09 l/s (0.098 l/s le 31/8).

En 2011-2012 (Fig. 16), les débits sont au plus bas au milieu d'octobre (0.062 l/s), et remontent très vite début novembre (0.67 l/s le 5, avec un débit instantané max de 1.18 l/s le 4 à 20h20). Comme pour les ruisseaux, une récession suivie d'un long étiage est observée du 31 décembre au 2 avril, le débit moyen journalier étant de 0.12 l/s à cette date. Par la suite, l'écoulement augmente en avril et jusqu'au 22 mai (0.29 l/s), puis diminue progressivement : 0.15 l/s le 1^{er} juillet, et 0.11 l/s le 31 août. Il continue de baisser en septembre et octobre pour atteindre 0.06 l/s le 19 octobre.

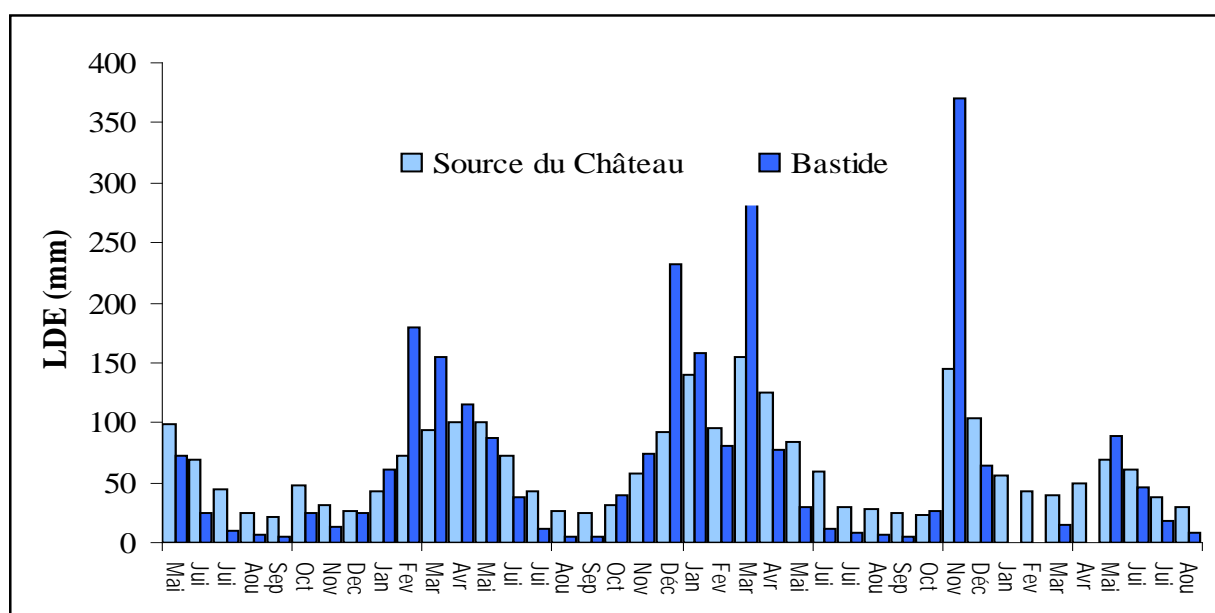


Figure 17- Lames d'eau écoulées (LDE) mensuelles depuis avril 2009 à la source du Château et dans le ruisseau de Bastide.

La comparaison de la lame d'Eau Ecoulée mensuelle calculée depuis juin 2009 (Fig. 17) à la source montre que cette dernière réagit de façon cyclique, avec un optimum en hiver ou au printemps selon l'importance des pluies, puis décroît progressivement ensuite jusqu'à la fin du mois d'octobre. Le soutien des débits en étiage est similaire au cours des quatre dernières années (Tab. 9). Enfin, les débits sont beaucoup plus tamponnés si on les compare avec ceux du bassin qui possède les réserves les plus importantes : celui de Bastide. La lame d'eau écoulée à la source y est plus faible de janvier à avril et de novembre à décembre quand les sols sont saturés, ce qui favorise les écoulements de surface. A l'inverse, elle est mieux soutenue de mai à octobre, quand son alimentation provient de la vidange progressive des réserves (Tab. 10). L'écoulement annuel a été de 921 mm en 2010-2011 à la source (contre 1017 mm à Bastide), et de 682 mm en 2011-2012 (Bastide, incomplet).

Tableau 9 - Lames d'eau écoulées mensuelles en mm depuis 2009 à la source du Château.

Année	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Jui	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
2009				80	98	69	45	24	21	48	32	26
2010	42	72	94	101	101	73	43	26	24	32	57	92
2011	139	95	155	126	84	59	30	28	24	23	145	104
2012	56	44	40	50	69	61	38	30	30	32		

Tableau 10- Lames d'eau écoulées de janvier à avril, de mai à octobre et de novembre à décembre, entre 2009 et 2012 à la source du Château (vert) et dans le ruisseau de Bastide (bleu).

(*) incomplet

Année	1 à 4	1 à 4	5 à 10	5 à 10	11 et 12	11 et 12
2009			385	143	58	38
2010	309	510	400	189	149	305
2011	515	610	374	91	248	434
2012	189	*	249	217		

Au cours des quatre années écoulées, les volumes moyens à la source sont compris entre 6.2 m³/j en septembre 2009 et 44 m³/j en mars 2011 (Tab. 11). En 2011, entre 5.3 m³/j le 13 octobre et 68 m³/j le 18 mars 2011 ; en 2012, entre 5.8 m³/j le 18 octobre et 25 m³/j le 22 mai. Comme cela avait été noté les années précédentes, et en retenant une consommation moyenne en eau de 200 l/jour/personne, la source est suffisante pour approvisionner plus de 100 personnes de décembre 2010 à avril 2011, puis de 87 à 33 personnes de mai à octobre. Le débit moyen journalier à son plus bas niveau entre le 12 et le 22 octobre 2011 qui était de 0.062 l/s (3.72 l/minute), était encore suffisant pour 26 personnes. En 2012, à la même date, la situation était très voisine. Enfin, au plus bas de l'étiage hivernal, la source fournissait 10 m³/j le 1^{er} avril, soit assez d'eau pour 50 personnes.

Tableau 11- Volumes moyens journaliers (m³) fournis par la source du Château au cours des quatre dernières années.

	jan	fev	mar	avr	mai	jui	jui	aou	sep	oct	nov	déc
2009					29,5	23,0	16,1	9,2	6,2	7,7	14,5	6,2
2010	12,0	22,7	26,6	29,5	28,7	21,3	12,3	7,3	6,9	9,2	16,8	26,1
2011	39,5	29,8	43,9	36,9	23,9	17,4	8,5	8,0	7,0	6,5	42,4	29,5
2012	16,0	13,3	11,6	14,1	19,5	18,2	11,1	8,2	8,8	9,1		

En conclusion, la source montre une régularité de ses débits d'étiage d'une année sur l'autre, et un maintien de ce débit, sur une longue période, même en l'absence de précipitations. Cette régularité a pu être observée de manière indirecte en examinant la variation de la conductivité électrique de l'eau. A la différence des eaux des autres bassins, du Gardon en particulier, ainsi que du ruisseau de Valescure dans ses parties amont et aval, la source varie très peu, à la fois au cours de l'étiage 2011,

mais également en période où le sol est saturé comme en janvier et en mars 2011 (Tab. 12). Les mêmes observations ont pu être faites en 2012.

Tableau 12 - Conductivité électrique de l'eau ($\mu\text{S}/\text{cm}$) mesurée en 2011 et en 2012, de la source du Château, des ruisseaux de la Vallée Obscure et du Gardon de Saint-Jean à Peyrolles.

2011	Source	Bastide	Gardon	Abrits	Valescure aval	Valescure amont	Cartaou
20-janv	72		69				
25-mars	71		62				
22-juil	76	80		102	113	154	90
22-août	76	83	131	112	135	167	98
06-sept	76						
06-oct	82	86	132	117	144	168	108
18-oct	82		136				
21-oct	78	80		117	148	181	99
23/7/2012	80	83	115	108	121	129	95
24/8/2012	81	105	142	122	147	151	101
24/9/2012	82	99			133	155	90

3.3 Les étiages dans la Vallée Obscure et sur le Gardon de St Jean à Peyrolles

3.3.1 L'étiage estival dans la Vallée Obscure en 2011 et en 2012

L'étiage estival 2011 est précoce. En effet, il a commencé dès le mois d'avril, puis sa progression s'est trouvée ralentie par les pluies de juillet et d'août (Fig. 13). Ensuite, il s'est prolongé du fait de l'absence de pluie entre le 18 septembre et le 22 octobre (Fig. 14). Il s'achève par la reprise des précipitations le 23 octobre.

En même temps, les températures enregistrées du début avril à fin octobre, toutes aussi particulières, ont selon les moments, favorisé ou limité l'évapotranspiration réelle, et par voie de conséquence joué sur la ressource en eau du sol encore mobilisable pour l'écoulement.

En considérant :

- comme faibles débits : les valeurs journalières de Lame D'eau Eoulée (LDE) < à 1 mm (11 l/s/km²), cette situation apparaît : dès le 17 avril aux Abrits, le 27 avril au Valescure aval, le 1^{er} mai à Cartau et le 16 mai à Bastide (Fig. n°18), (les données étant absentes pour la partie amont du ruisseau de Valescure). Ce niveau apparaît un mois plus tard sur le Gardon de Saint-Jean (0.99 mm d'écoulement le 20 juin).
- entre avril et mai, les débits diminuent d'un facteur dix. On relève ainsi des très faibles débits : LDE < à 0.1 mm (1 l/s/km²), à partir du 21 mai aux Abrits, du 10 juin à Valescure amont, du 24 juin à Valescure aval et du 30 juin à Cartau. Ces très faibles écoulements ne sont observés dans le ruisseau de Bastide qu'à la fin du cycle 2010-2011 (valeur la plus faible, 0.11 mm le 22/8), et dans le Gardon, entre le 23 septembre et le 18 octobre.

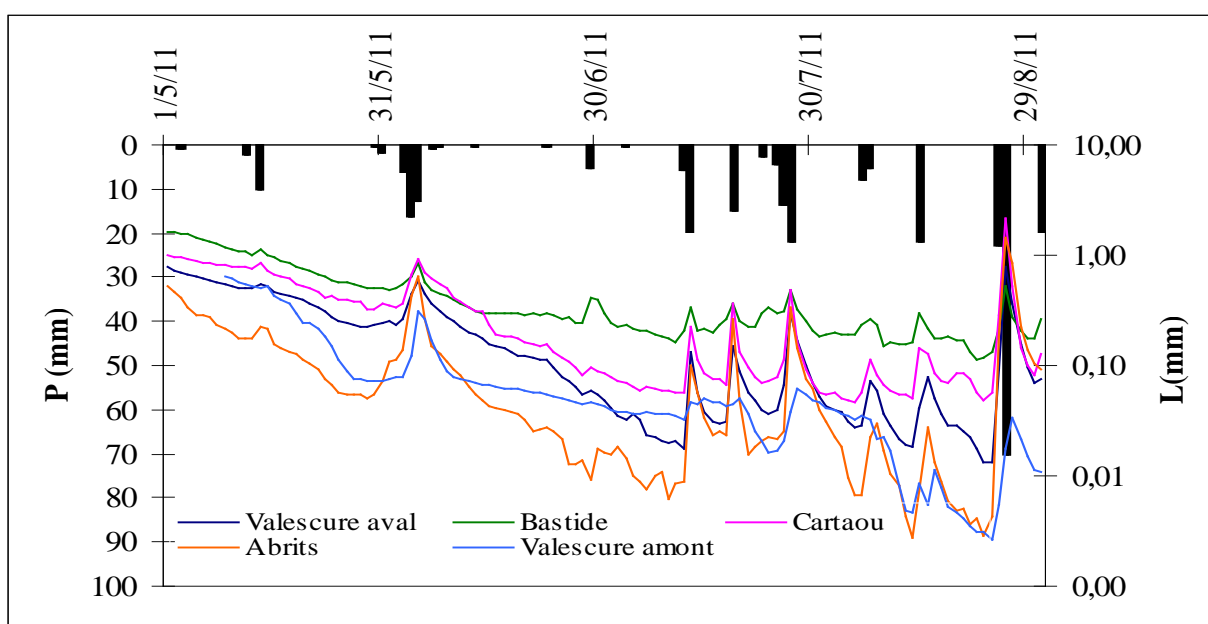


Figure 18- Evolution des lames d'eau écoulees par les ruisseaux de la Vallée Obscure aval durant l'étiage 2011 du 1^{er} mai au 31 août 2011.

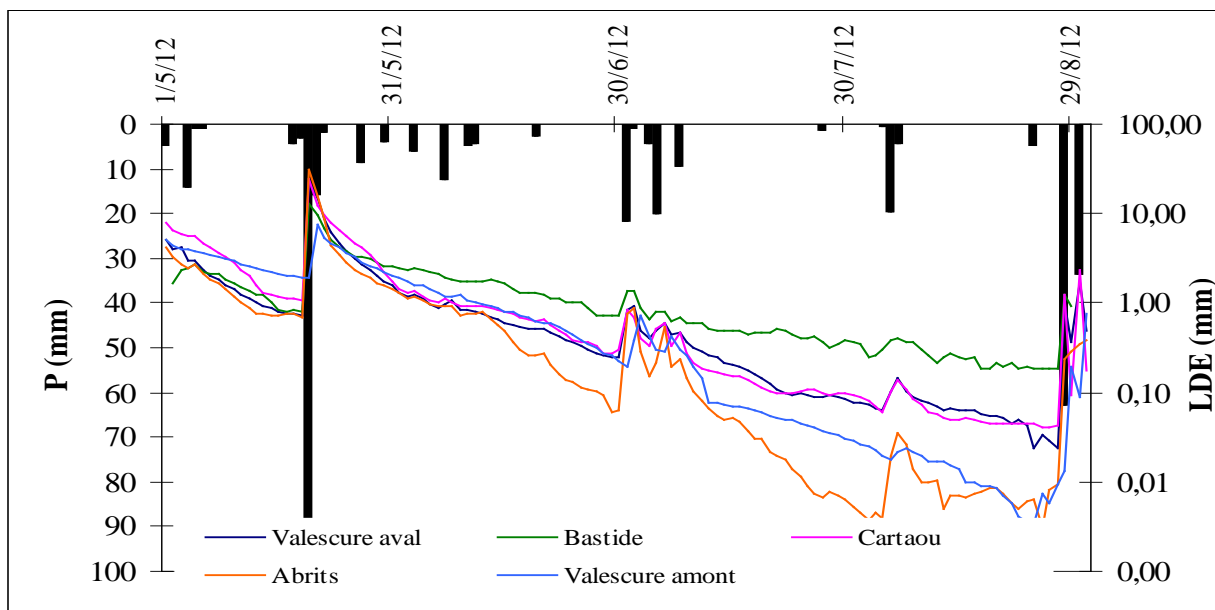


Figure 19- Evolution des lames d'eau écoulées par les ruisseaux de la Vallée Obscure aval durant l'étiage 2012 du 1^{er} mai au 31 août 2012.

Les débits instantanés montrent les variations journalières classiques imputables à l'effet de l'évapotranspiration associée à la végétation rivulaire du bassin versant. Elles sont ténues mais perceptibles dès le 1^{er} avril sur la plupart des ruisseaux, et restent, en dehors des crues, encore bien marquées jusqu'à la reprise des écoulements le 23 octobre (Fig. 20). Elles sont particulièrement prononcées dans le ruisseau des Abris, et ceci, dès la fin du mois de mai. Entre le maximum de la journée, observé entre 0h et 12h et le minimum, vers 17h, on a mesuré des écarts compris entre 1.5 cm à la fin du mois de mai et 2.5 cm à la fin juin, 2.1 cm le 20 août, et encore 1.7 cm le 11 octobre. L'ampleur du phénomène aux Abris doit cependant être nuancée, car un prélèvement d'eau au niveau de la station limnimétrique s'est produit à plusieurs reprises, en juillet et dans la deuxième quinzaine d'octobre. Les conditions météorologiques propres à l'année 2011, ont occasionné une plus forte ETR en intersaison (avril, septembre et octobre), comme le suggèrent les valeurs d'évapotranspiration potentielle (Tab. 6).

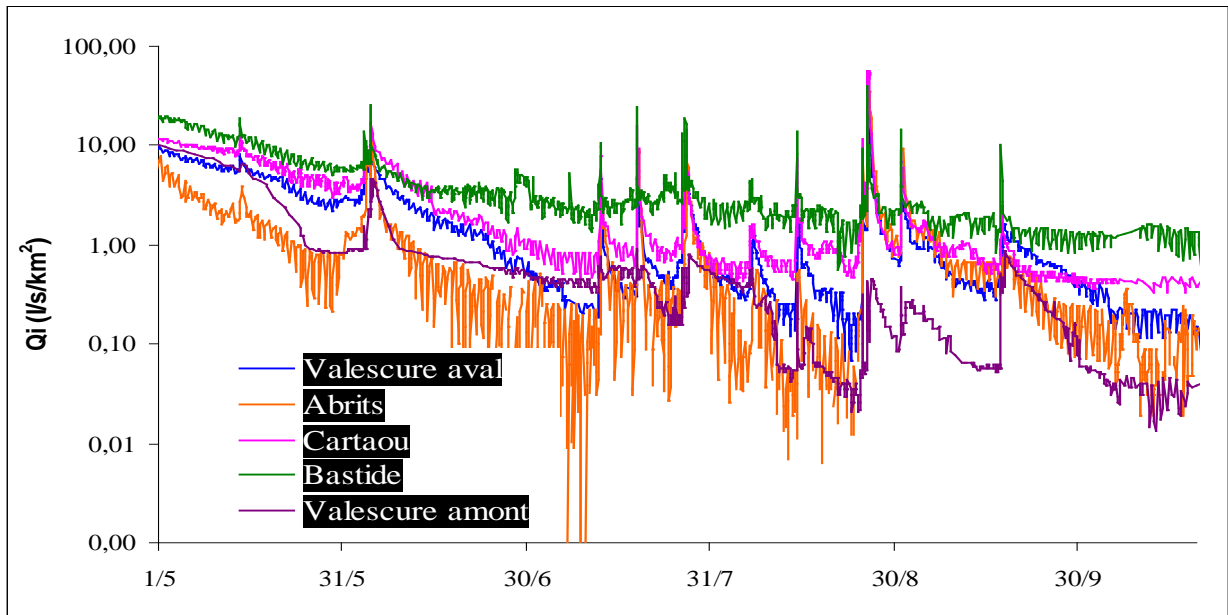


Figure 20- Evolution des débits spécifiques des différents ruisseaux de la Vallée Obscure, du 1^{er} avril au 10 octobre 2011.

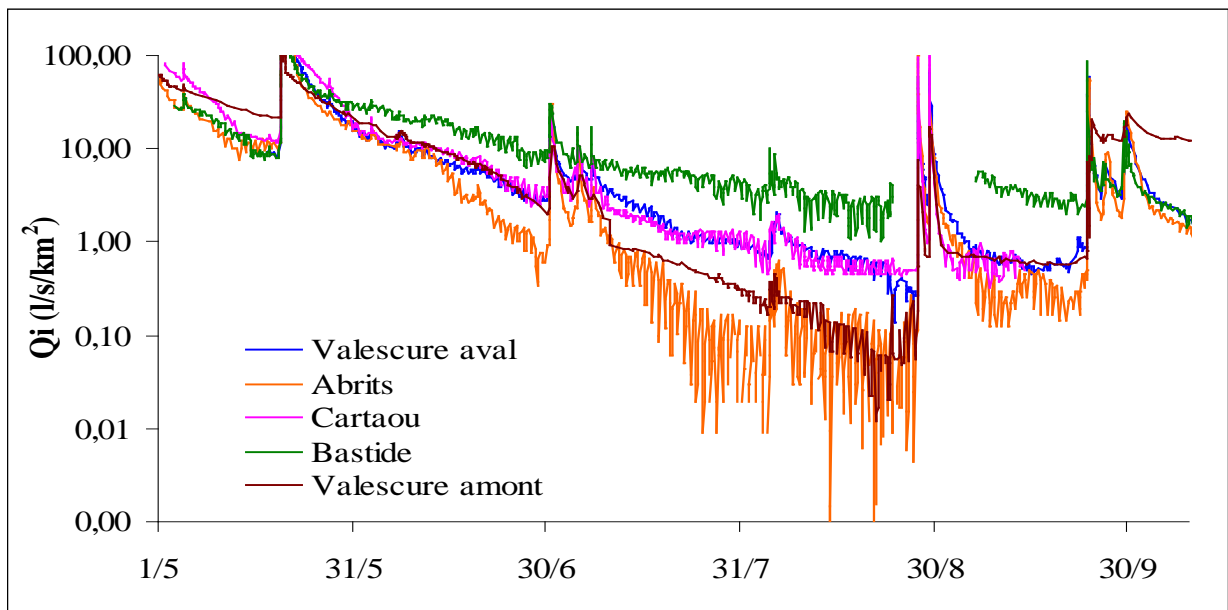


Figure 21- Evolution des débits spécifiques des différents ruisseaux de la Vallée Obscure, du 1^{er} mai au 10 octobre 2012.

Tableau 13- Débits journaliers (Qj) et débits instantanés (Qi) les plus faibles observés sur les ruisseaux de la Vallée Obscure au cours des étiages 2011 (a) et 2012 (b).

		Valescure aval	Abrits	Cartaou	Bastide	Valescure amont
a	Q_{jmin} (l/s/km ²)	0.104	0.032	0.326	0.966	0.02
a		21-oct	23-août	12-oct	20-oct	12-oct
a	Q_{jmin} (l/s/km ²)	0.069	0.012	0.321	0.571	0.01
		23/8 16h	12/10 17h	12/10 18h	20/10 15h	13/10 7h
b	Q_{jmin} (l/s/km ²)	0,24	0,035	0,48	1.72	0,041
b		24-août	25-août	25-août	15 octobre	23-août
b	Q_{i min} (l/s/km ²)	0,15	0,0	0,45	0.99	0
		23/8 16h	14/8 16h	22/8 2h	22/8 18h	22/8 1h
	Q_{jmin} record	0.03 (2005)	0.02 (2003)	0.220 (2005)	0.39 (2005)	0 (2010)

L'étiage estival 2011 qui a commencé assez tôt a été remarquable dans la mesure où il s'est prolongé au cours de l'automne. En dehors du ruisseau des Abrits, où des prélèvements d'eau ont compliqué les mesures, c'est entre le 12 et le 21 octobre qu'ont été observés les plus faibles débits. Ils restent cependant inférieurs à ceux atteints lors des étés 2003 et 2005 (les valeurs à Valescure amont pourraient correspondre à un détarage, après 2008).

En 2012, il faut attendre le 5 juin, pour que l'écoulement journalier devienne inférieur à 1 mm aux Abrits et à Valescure aval, et sur les différents bassins, le 9 juin à Cartaou, le 11 juin à Valescure amont et le 26 juin à Bastide. Les écoulements < à 0.1 mm se produisent à partir de juillet (le 11 pour Valescure aval et Abrits, le 21 à Cartaou, le 22 à Valescure aval. A Bastide, la plus faible valeur est enregistrée le 15 octobre (0.15 mm). Au cours de la journée, les débits peuvent varier de façon importante (Fig. 21), et c'est encore aux Abrits que les variations sont les plus fortes. Alors qu'il pleut davantage durant l'été 2012, les débits instantanés peuvent baisser et atteindre des valeurs extrêmement faibles. Cela a ainsi pu être mesuré lors de la courte vague caniculaire du 20-22 août - maxi sous abri de 36.7 °C (39.9 °C à Saint-Christol-lez-Alès). Dans ces conditions, les écoulements s'arrêtent le 22/8 aux Abrits et à Valescure amont pendant quelques heures (Tab. 13).

Après les pluies des 28 et 30 août (96 mm), les débits se maintiennent à un niveau faible jusqu'au 20 septembre, à l'exception du ruisseau de Bastide où la recharge a été assurée. Il faudra finalement attendre la fin de la deuxième décennie d'octobre pour que les lames d'eau écoulées quotidiennement dépassent à nouveau 1 mm.

3-3-2 L'étiage estival du Gardon à Peyrolles en 2011 et en 2012

En 2011, sur le Gardon de Saint-Jean, la remise en place du matériel à Peyrolles, le 24 mai, a été trop tardive pour pouvoir observer la totalité de la phase de récession qui a suivi le dernier épisode de pluie significatif, le 23 avril. A cette date, l'écoulement était déjà nettement en situation d'étiage, si on prend comme référence le moment où la LDE est inférieure à 1 mm (Fig. 22). Le débit jaugé à cette occasion, a été de 618 l/s (4.5 l/s/km^2), soit 0.40 mm d'écoulement sur la journée.

Ils diminuent ensuite, pour atteindre 89 l/s (0.64 l/s/km^2) le 23 août à 18h. Ils sont encore de 91 l/s le 14 octobre à 5h. L'enregistrement présente à la fois des variations journalières imputables à l'effet de pompage naturel par la ripisylve, et des décrochements rapides de quelques heures à mettre en relation avec de possibles prélèvements d'eau d'origine anthropique. Ils sont visibles les 29 mai (700 m^3), le 8 juin (743 m^3), et le 12 juin (230 m^3).

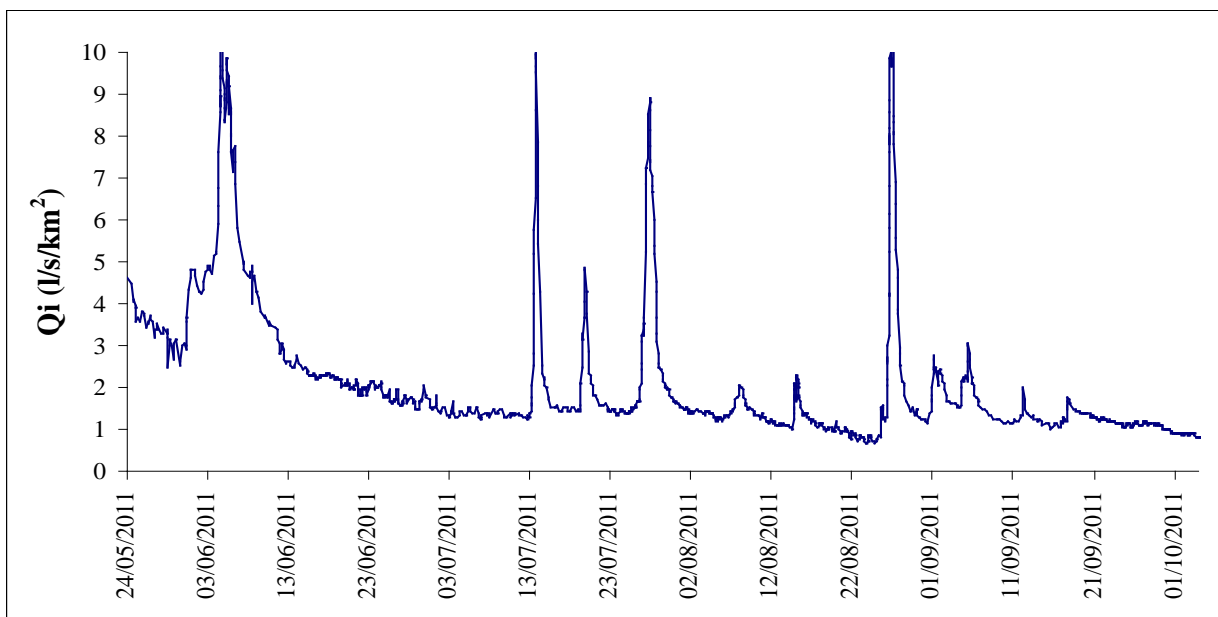


Figure 22- Débits instantanés spécifiques du Gardon à Peyrolles du 24 mai au 1^{er} octobre 2011.

En 2012, les débits sont nettement plus soutenus : 782 l/s (5.7 l/s/km^2) le jour de la mise en route le 18 juin - ils étaient de 3250 l/s (23.6 l/s/km^2) le 1^{er} juin à 9h00, puis ils baissent régulièrement pour atteindre 57 l/s 100 l/ le 22 août à 16h20. A la faveur des pluies de fin août, la petite recharge maintient un débit de 223 l/s le 13 septembre, et encore 190 l/s le 20 septembre. L'évapotranspiration journalière est nettement plus marquée qu'en 2011 bien visible jusqu'au 20 septembre (Fig. 23). Enfin, deux pompages peuvent être identifiés, le 14 juillet (930 m^3) et le 10 août (1200 m^3).

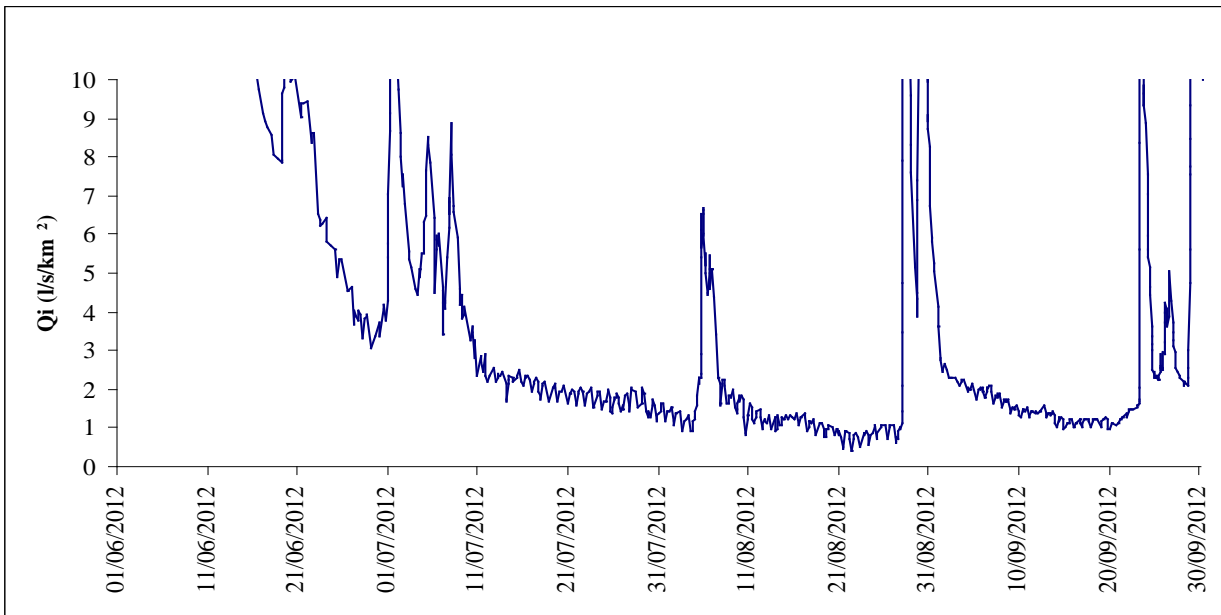


Figure 23 - Débits instantanés spécifiques du Gardon à Peyrolles du 1^{er} juin au 1^{er} octobre 2012.
du 1/6 au 18/6, $Q > 10 \text{ l/s/km}^2$

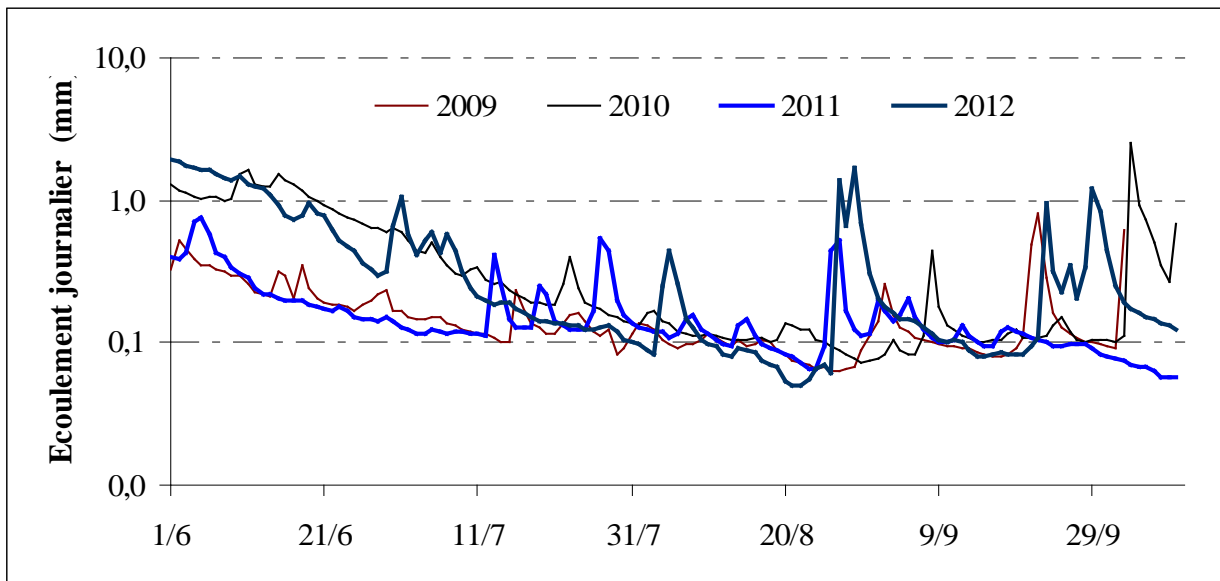


Figure 24- Ecoulement journalier en mm mesurés du 1^{er} juin au 18 octobre, entre 2009, et 2012 sur le Gardon de Saint-Jean à Peyrolles. (*) depuis le 18 juin en 2009.

Depuis le début du suivi de l'étiage du Gardon de St Jean en juin 2009, l'écoulement en 2011 est le plus faible enregistré jusqu'au 13 juillet, et à nouveau le plus faible à partir du 25 septembre (Fig. 24). Les valeurs atteintes le 10 octobre sont les plus faibles mesurées depuis 4 ans (85 l/s). Les jaugeages réalisés à cette occasion livrent des débits très faibles, et comparables à ceux obtenus en jaugeant le Gardon en août et en septembre 2005 (Tab. 14). La conductivité électrique de l'eau durant ces

mêmes jaugeages de 2011 demeure pour sa part, inférieure à celles de l'étiage très sévère de l'été 2005.

En 2012, les débits enregistrés depuis 2009 entre le 18 et le 24 août sont les plus faibles (60 l/s), ce qui pourrait correspondre à un problème de mesure. Cependant, les oscillations journalières sont de grande amplitude (Fig. 23), ce qui doit être rapproché d'une forte évapotranspiration lors de la période caniculaire.

Tableau 14- Jaugeages effectués en fin d'étiage 2011 et 2012 sur le Gardon de Saint-Jean à la station de Peyrolles - en italique, cotes influencées - (*) 2005, jaugeages en amont du Pont d'Arenas, échelle sur la pile du pont.

		Niveau (cm)	Débit (l/s)	Conductivité électrique de l'eau (µS/cm)			Niveau (cm) *	Débit (l/s)	Conductivité électrique de l'eau (µS/cm)
04/07/2011	17:00	36,8	212	115	31/08/2005	09:20	27,0	95	157
24/08/2011	10:30	33,9	178	134	31/08/2005	15:50	26,0	78,8	155
06/10/2011	15:00	33,5	88	132	04/09/2005	08:10	24,0	82,9	158
10/10/2011	16:15	33,0	85	132	04/09/2005	11:25	23,7	78,1	157
12/9/2012	13 :39	35.0	227	130	04/09/2005	14:42	23,6	76,9	155
10/10/2012	13 :50	37.0	211	124	04/09/2005	16:58	23,6	76,6	155

3-3-3 l'étiage hivernal de novembre 2011 à avril 2012

L'année hydrologique 2011-2012 a connu deux étiages. En plus de l'étiage estival décrit précédemment, un long étiage hivernal s'est déroulé entre la fin de novembre 2011 jusqu'au début d'avril 2012.

Comme indiqué au chapitre 2-1-2, Les précipitations sont particulièrement faibles : 37 mm au poste du Château. Toutes les pluies qui tombent sur cette période sont inférieures à 10 mm, à l'exception de celle du 19 mars (13 mm).

Au début de la récession, le 20 novembre, les débits sont encore bien soutenus et compris entre 9 et 16 mm d'écoulement journalier (Tab. 15) Les lames d'eau écoulées quotidiennement atteignent le niveau de référence de l'étiage estival (LDE = 1 mm) à partir du 6 décembre 2011 pour le ruisseau des Abrits, les 13-14 décembre pour ceux de Cartaou et de Valescure aval, du 18 décembre à Valescure amont, et seulement le 22 février pour celui de Bastide. Les débits ne sont plus alimentés par les pluies jusqu'au 19 mars et diminuent alors régulièrement. A la fin de l'étiage hivernal, le 2 avril, le débit n'est plus que de 1.4 l/s/km² à Valescure aval, ce qui correspond à un débit atteint en moyenne le 4 juillet (le 23 juin aux Abrits où les réserves sont les plus faibles, et le 9 juillet à Bastide où elles

sont les plus fortes). La durée de la période à écoulement journalier <1 mm aura donc été comprise entre 68 jours à Bastide et 124 jours aux Abrits (comme durant l'été estival de 2012 !).

A noter que cette période a été marquée par un phénomène singulier : les écoulements se trouvent en plusieurs bassins soumis à des baisses de niveau, en liaison avec la chute importante de la température en février les 4 et 7 et 12-13, comme le montre l'enregistrement sur le ruisseau de Valescure aval (Fig. 25), des Abrits et dans une moindre mesure celui de Cartaou. Corroborée par des mesures de température dans le sol, cette baisse s'explique par l'arrêt de l'écoulement capillaire au moment du gel, suivie d'une remontée des niveaux quand le sol se réchauffe les jours suivants (Didon-Lescot, 2012).

Tableau 15 - LDE écoulées (mm) au début de la récession, et à la fin de l'été hivernal de 2011-2012.

	Valescure amont	Abrits	Cartaou	Bastide	Valescure aval
20/11/2011	6.0	12,7	12,4	9.0	16,2
18/3/2012	0.26	0.12	0.18	0.42	0.18
02/04/2012	0,23	0,09	0,2	0,36	0,12
LDE=1 mm	18-déc	06-déc	13-déc	22-févr	14-déc
Nj <1 mm	114	124	112	68	116

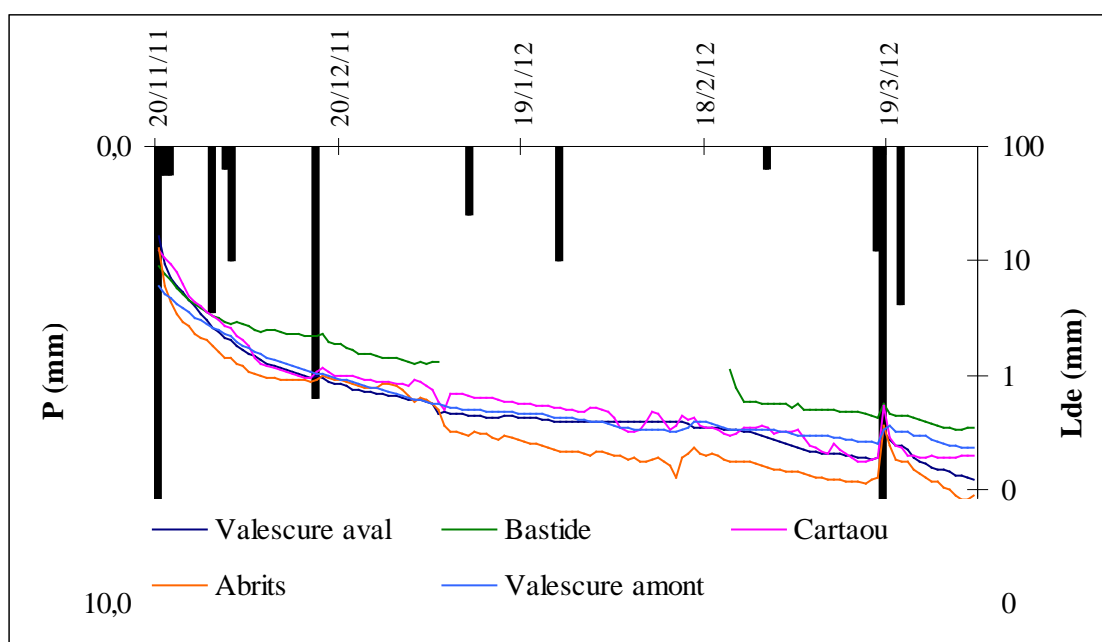


Figure 25- Evolution des lames d'eau écoulées des ruisseaux de la Vallée Obscure Valescure aval durant l'été hivernal 2011-2012 du 20 novembre 2011 au 1^{er} avril 2012.

Enfin, il faut signaler enfin qu'un tel été hivernal a déjà été observé en 2004-2005 dans la Vallée Obscure (Fig. 26) au cours de la même période. Cette année-là, la LDE cumulée en 125 jours sur la période allant du 1^{er} décembre au 31 mars était de 33 mm (contre 41 mm en 2011-2012). Entre le 15 janvier et le 31 mars, l'écoulement est encore plus proche : 12.8 mm en 2005 et 13.5 mm en 2012.

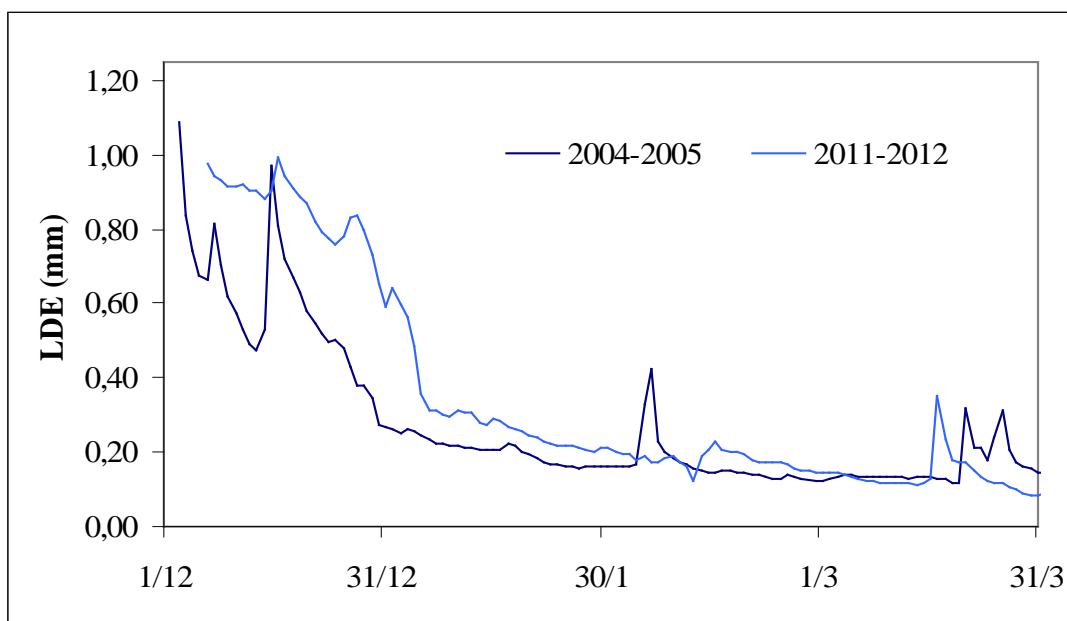


Figure 26 - Comparaison des lames d'eau écoulées dans le ruisseau des Abrits au cours des hivers 2004-2005 et 2011-2012.

La faiblesse des débits hivernaux reste pour le moment extrêmement rare. A titre de comparaison, au Mont Lozère où l'UMR ESPACE surveille des bassins versants depuis 30 ans, **cette situation n'a été observée qu'une seule fois, au cours de l'hiver 2011-2012.**

Conclusion sur le suivi hydro-climatologique

L'étude du bassin de la vallée Obscure a continué de livrer en 2010-2011 et 2011-2012 des situations nouvelles et toujours intéressantes pour la compréhension des processus hydrologiques, et notamment ceux des basses eaux, au travers des relations entre le climat, la végétation et les écoulements observés en différents points et à différentes échelles.

On retiendra pour le cycle 2010-2011 les caractéristiques suivantes :

- **Climatiquement, globalement chaude et pluvieuse**, la répartition des pluies est atypique, avec des précipitations tardives à la fin du mois d'octobre 2010, abondantes fin octobre, en décembre et en mars, **un manque d'eau qui dès la fin d'avril pouvait laisser envisager une situation très difficile d'un point de vue sécheresse**. D'une certaine manière, l'été marqué par des températures fraîches, notamment en juillet et le passage de pluies rapprochées a sauvé la situation.

Enfin, une arrière-saison chaude et sèche, a créé des conditions nouvelles de déficit en eau au cours des deux premiers mois du cycle 2011-2012.

- L'étiage qui commence dès le mois d'avril 2011, est ralenti en juillet et en août, et redémarre en septembre pour se maintenir à un niveau très bas jusqu'au 23 octobre.

Au début de l'automne, la végétation reste en activité, stimulée par des températures anormalement douces en septembre-octobre, ce qui favorise l'évapotranspiration et qui se traduit par des cycles nyctéméraux encore bien visibles sur les enregistrements limnimétriques.

- **Cette situation d'étiages tardifs est observée maintenant depuis 5 ans sur le bassin de la Vallée Obscure.**

- Ces conditions de très bas débits se révèlent dans la conductivité électrique (traduction de la minéralisation de l'eau plus importante des eaux collectées au niveau des bassins versants pour lesquels la réserve en eau disponible en fin d'été est faible (Valescure amont et aval, Abrits), ainsi que pour le Gardon. Dans les bassins à réserve plus importante, cette augmentation est beaucoup plus ténue (Cartaou, Bastide), voire inexistante (source du Château).

Enfin, les conditions de température et de faibles débits de l'étiage 2011 ont sans doute à la fois accéléré l'émergence des algues (*bloom* algal bien visible au pont d'Arenas, à Peyrolles à la fin juin) et en même temps freiné la poursuite du développement.

Concernant le cycle 2011-2012,

- **les précipitations sont très contrastées.** L'année hydrologique reçoit **en novembre, l'abat d'eau le plus fort depuis 10 ans** (798 mm, soit 2.7 fois la valeur moyenne), et elle est marquée ensuite par un **déficit pluviométrique** considérable du 21 novembre 2011 au 2 avril 2012 (37 mm, 6.5 % de la valeur moyenne), probablement **le plus faible depuis 200 ans dans la région.**

- Si les **températures** sont plutôt supérieures aux moyennes, on observe une période de gel intense du 1^{er} au 13 février (mini absolu -10.6 °C le 12), et à l'opposé, une mini vague caniculaire du 20 au 22 août (+36.7 °C le 21/8). Les températures de mars excèdent de plus de 4 ° les valeurs normales.

- **L'insolation** est **exceptionnelle** en février (225 h) et en mars (298 h), conférant aux trois premiers mois un excédent de plus de 2 heures par jours sur la période (plus de 3 h en plus par jour en mars). Dans ces conditions, **l'Evapotranspiration potentielle** (ETP Turc) atteint des valeurs considérables en mars (88 mm) ce qui **correspond à l'ETP moyenne d'un mois d'avril.**

L'écoulement significatif est tardif et consécutif à l'épisode de crue du 1^{er} au 6 novembre, qui a lui seul fournit 38 % de l'écoulement du cycle 2011-2012. **L'étiage hivernal dure 122 jours**, et ressemble à celui déjà observé en 2004-2005. Les **débits sont alors très bas** sur les différents bassins, ainsi que sur le Gardon.

La faiblesse des débits, l'insolation excédentaire et les températures élevées pour la saison sont des conditions favorables à **l'émergence des algues.** On observe durant **l'hiver 2012** aussi bien dans le Gardon de St Jean à Peyrolles que sur le Mont Lozère, **le développement important de *Melosira* sp,** diatomée qui se présente sous forme de filaments blanchâtres.

Au cours de l'étiage estival 2012, ce dernier se met en place plutôt tardivement (LDE <1 mm) à compter du 5 juin aux Abrits, du 26 juin à Bastide, et du 16 juin au niveau du Gardon.

Du point de vue de la ressource en eau, la source du château continue de fournir 5.7 m³ jours au plus bas de l'étiage, autour du 18 octobre.

Deuxième partie : le suivi de la qualité des eaux et des températures du Gardon entre Saint André de Valborgne et le pont de Cassagnoles en liaison avec la prolifération des algues.

Objectifs

Au cours de ces dernières années, il a pu être constaté un verdissement des eaux du Gardon d'Anduze en différents points, et à différents moments lors de l'étiage estival. Le phénomène a également été noté dans des secteurs *a priori* préservés, comme l'aval du ruisseau de Valescure.

Classiquement, ce phénomène d'« eutrophisation » est imputé à la présence dans les eaux de nutriments (azote et phosphore), issus de rejets d'effluents incomplètement traités. En Cévennes, le croisement conjugué d'une diminution importante des débits, susceptibles de diluer les rejets incomplètement traités de STEP et d'ANC, avec l'augmentation importante de la population estivale durant moins de deux mois est *a priori* une piste importante pour l'émergence algale. Les caractéristiques physiques accompagnant l'étiage : ensoleillement, réchauffement de la température, ralentissement de la vitesse d'écoulement sont des facteurs également susceptibles de favoriser la prolifération des algues.

Dans le cadre de cette étude, différentes mesures ont été conduites en 2011 et en 2012 afin de cerner les liens de causalité entre la qualité des eaux et la prolifération des algues.

1. Travaux menés en 2011.

Si l'on doit citer pour mémoire le travail préliminaire de C. Azais, L. David et P. Faures (2011) qui a été réalisé en avril 2011 quand le débit était soutenu, et où la qualité des eaux est alors apparue correcte. Ce travail a cependant permis d'identifier les points à surveiller.

Pour son mémoire de fin d'études d'Ingénieur, réalisé à l'EMA, Pierre SALOU (2011) a étudié quant à lui la qualité des eaux et le *bloom* algal lors de l'étiage estival dans le Gardon de St Jean jusqu'à Lézan.

1.1 Localisation du secteur étudié

9 points répartis le long du Gardon de St Jean du Gard ont été retenus (Fig. 27). Les distances à la source sont tirées des profils longitudinaux des archives du SMAGE des Gardons (1992).

- Deux points en amont (baignade de Salt, à 7 km de la source Du Gardon) et en aval, à 12 km (STEP de Saint André de Valborgne) permettent d'évaluer l'état de l'eau dans un secteur très peu influencé en tête de bassin. Le phénomène de bloom n'ayant pas été observé, cette station a servi de point de référence.
- Un point en amont (seuil dans le village) et en aval (camping Verdier) de Saumane (22 km) pour évaluer l'impact de la station d'épuration du village.
- De même, le point d'étude en aval de l'Estréchure (24.8 km) permet d'évaluer l'impact de sa station d'épuration, en particulier en période touristique.
- La station d'étiage de l'UMR ESPACE (31.4 km) située sur la commune de Peyrolles.
- Le Pont d'Arénas (30,6 km) : situé sur le Gardon de St Jean, à moins d'un kilomètre en amont de la station de Peyrolles, il permet de faire des observations pertinentes concernant le développement des algues. Le pont juste au dessus permet aussi l'obtention de clichés avec un axe proche de la verticalité.
- Lézan (58 km) : située sur le Gardon d'Anduze, cette station permet d'estimer la qualité très en aval.

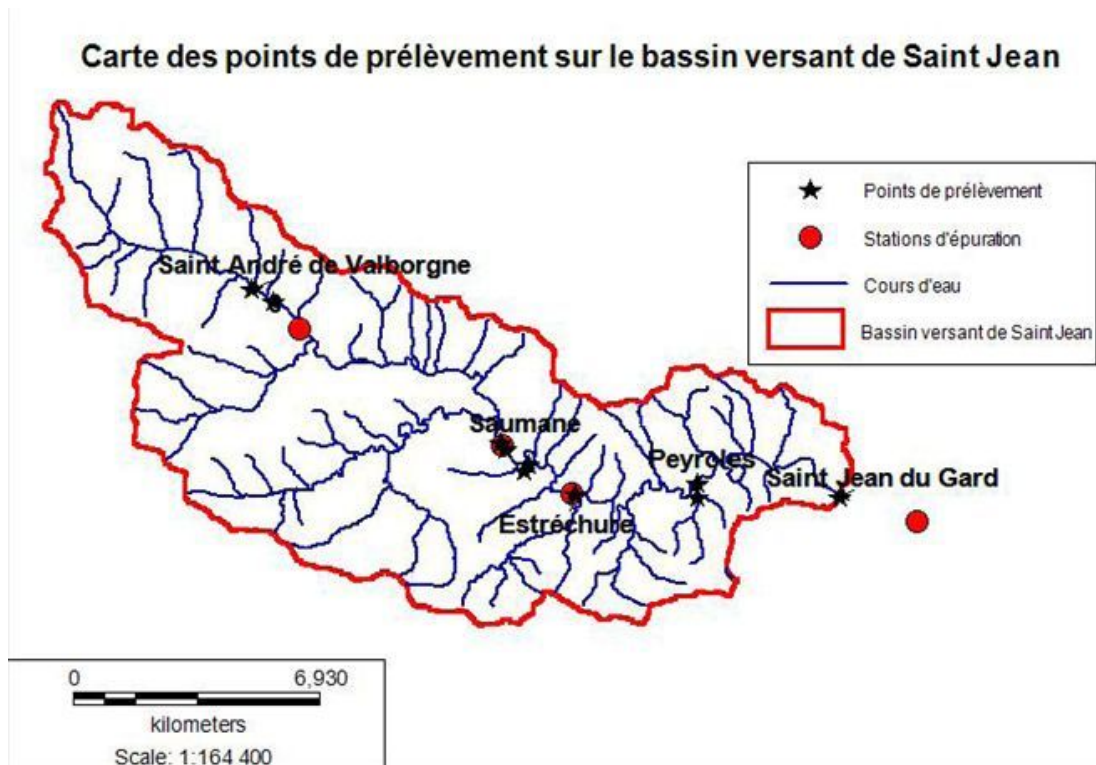


Figure 27- Bassin versant du Gardon de St Jean et les stations de étudiées en 2011.

1.2 Protocole d'étude et techniques analytiques

En 2011, 6 campagnes de mesures hebdomadaires ont été réalisées, entre le 7 juillet et le 21 août.

Lors de ces passages, les prélèvements à chaque station ont été effectués d'amont en aval à partir de 8h du matin (avec des horaires de passage comparables d'une semaine à l'autre).

A chaque station, pH, O₂, conductivité et T ont été mesurés *in situ*, alors que les autres paramètres (DCO, DBO, MES, COT, DBS, NO₃) étaient déterminés en laboratoire à partir d'échantillons prélevés sur site.

Tableau 15- Paramètres physico-chimiques étudiés en 2011.

Paramètre	Intérêt	Méthode
Conductivité électrique de l'eau	Indice sur la richesse minéralogique et ionique. Les fortes valeurs de conductivité sont synonymes d'une trop grande richesse et donc d'une mauvaise qualité d'eau.	Sonde de conductivité
Oxygène dissous et saturation	La dissolution d'un gaz dépend de la température. Ainsi, une fois couplée à celle-ci, la valeur de l'O ₂ dissous permet de définir la saturation de l'eau en dioxygène. L'oxygène dissous est un paramètre important de la qualité car il est nécessaire à la présence d'organismes chimio-organotrophes comme les macros-vertébrés et invertébrés des cours d'eau.	Sonde électroluminescente.
Température	La température T est le paramètre physique le plus corrélé avec la croissance cellulaire et le phénomène de bloom algal. La température varie avec l'ensoleillement, le débit, la couverture algale, les rejets anthropiques...	Thermomètre incorporé à la sonde O ₂ et conductimètre
pH	Il est influencé par plusieurs paramètres : teneur en carbonates, la richesse en acides/bases organiques et inorganiques, l'activité biologique, la température. Un pH trop éloigné des valeurs de 6,5 et 8 est un indicateur d'une eau de mauvaise qualité.	Sonde pH.
Vitesse de l'eau	la vitesse de l'eau est un indicateur de la contrainte physique posée à la croissance des algues. Une vitesse faible est favorable à une forte croissance (temps de séjour important), alors qu'une vitesse moyenne a tendance à mettre en suspension les sédiments. Une vitesse forte vient s'opposer à la fixation du phytoplancton comme des macrophytes.	Courantomètre, méthode au sel.

La conductivité, la température, l'oxygène dissous et le pH ont été mesurés, au centre du cours d'eau ou à 1,5 m de la berge. Les sondes étaient plongées 20 cm sous la surface de l'eau, ou à 10 cm à partir du lit. L'eau en vue de l'analyse a été recueillie au même niveau que les paramètres physico-chimiques. L'échantillon était conservé à 5°C en glacière jusqu'à l'analyse (3h plus tard environ).

Les mesures effectuées en laboratoire concernent les paramètres du Tableau16. Elles ont été réalisées à l'aide d'un spectromètre UV et ne sont par conséquent qu'une approximation des concentrations.

Pour plus de fiabilité la mesure de chaque paramètre a été répétée 10 fois.

Tableau 16 - Paramètres chimiques déterminés en laboratoire.

Paramètre	Intérêt	Méthode
DCO	La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation des matières organiques et minérales de l'eau. Elle est représentative de la charge en matière oxydable présente dans l'eau.	Spectrométrie PASTEL UV
DBO	La Demande Biologique en Oxygène (DBO) est la quantité d'oxygène nécessaire aux réactions d'oxydation de la matière organique biodégradable engendrée par la biomasse en suspension dans l'eau.	Spectrométrie PASTEL UV
COT	Le Carbone Organique Total (COT) est la quantité de CO ₂ dégagée par la calcination des matières organiques de l'eau. C'est une estimation de sa charge en matière organique. Il indique la concentration en microorganismes et en déchets biologiques qui y sont présents.	Spectrométrie PASTEL UV
MES	Les Matières En Suspension (MES) sont les matières minérales et organiques fines qui provoquent le trouble de l'eau. Elles sont un indicateur de qualité, car dues à la charge sédimentaire et organique de l'eau. Les rejets humains et l'érosion sont principalement à l'origine de l'augmentation des MES.	Spectrométrie PASTEL UV
DBS	Le Dodécil-Benzène-Sulfonate est l'un des tensio-actifs les plus utilisés. Ce composé possède un très grand pouvoir moussant. C'est un marqueur des rejets urbains (surtout sans traitement).	Spectrométrie PASTEL UV
NO ₃	Les nitrates sont principalement apportés par les engrais agricoles et la diffusion de ceux ci dans la nappe. Ils sont aussi un sous produit du traitement des eaux.	Méthode spectrométrique PASTEL
PO ₄	Le phosphore est sous forme organique (présent sous forme phosphate) et inorganique que l'on retrouve principalement sous forme d'ions PO ₄ ³⁻ et PO ₄ ³⁻ . La forme inorganique représente en milieu aqueux la forme libre et la plus bio-disponible. C'est elle qui permet la croissance accélérée des organismes lorsque les conditions de nutriment augmentent.	Colorimétrie

1.3 Résultats

En 2011, il a été procédé à l'étude détaillée de la température, de la conductivité et du pH, relevés lors des campagnes hebdomadaires effectuées sur l'ensemble du bassin.

1.3.1 Variation des températures

La figure 28 montre l'évolution de la température de l'eau d'amont en aval. Le prélèvement du 18 août se situe très près de l'étiage maximum en 2011 (le 22/8). Les profils d'évolution entre les stations sont restés très semblables quelle que soient les dates étudiées.

De 17.9 °C à St André, elle a atteint 24,5°C à la station de Lézan amont (La station aval étant déconnectée de la rivière, la température de l'eau n'est pas représentative du cours d'eau).

Sur l'ensemble du linéaire, l'élévation des températures a été d'environ 0,14°C/km ce jour-là.

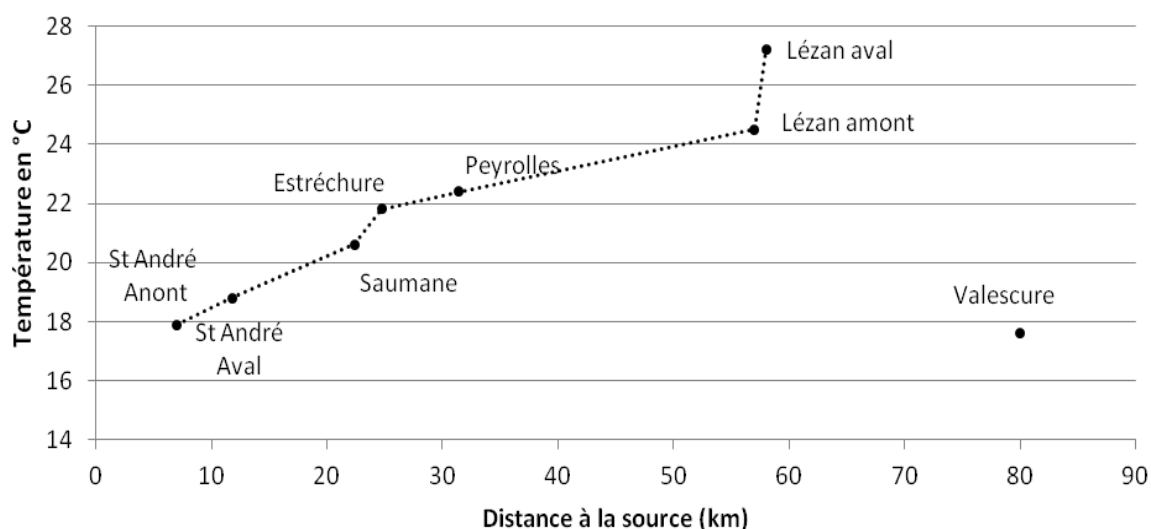


Figure 28- Variation de la température d'amont en aval le 18 août 2011 (distance fictive pour la station de Valescure).

1.3.2 Variation des conductivités

La conductivité a augmenté de façon significative d'amont en aval. Entre St André et la station de Peyrolles, cette augmentation est assez faible (environ 1 $\mu\text{S}/\text{km}$) et elle a atteint 125 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à Peyrolles le 18 août. A Lézan, elle était de 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En 2011, les valeurs atteintes, aux heures de passage, y compris dans les vasques (Lézan) restaient largement inférieures à la limite de très bonne qualité du SEQ-eau. L'eau pouvait donc dans ces conditions être considérée pour ce paramètre, comme de très bonne qualité sur l'ensemble du cours d'eau étudié.

1.3.3 Variations du pH.

Le pH, présenté sur la figure 29, compris entre 7 et 8 le 18 août, correspondait à une eau de « très bonne qualité » pour ce paramètre, d'après les critères du SEQ-eau. Le pH mesuré dans la vasque de Lézan aval était de 8,3 ; pH à partir duquel l'eau passe de « très bonne » à « bonne qualité » pour l'activité biologique.

Ce même jour, le pH a diminué entre St André (7.5) et Saumane (7.0), sans qu'une explication simple puisse être proposée. Il a ensuite atteint la valeur de 7.6, restant alors à peu près constant jusqu'à Lézan (dans le cours d'eau).

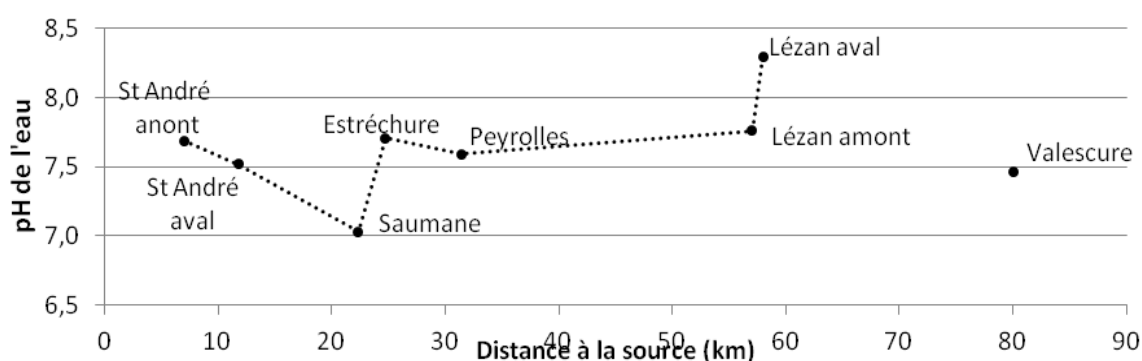


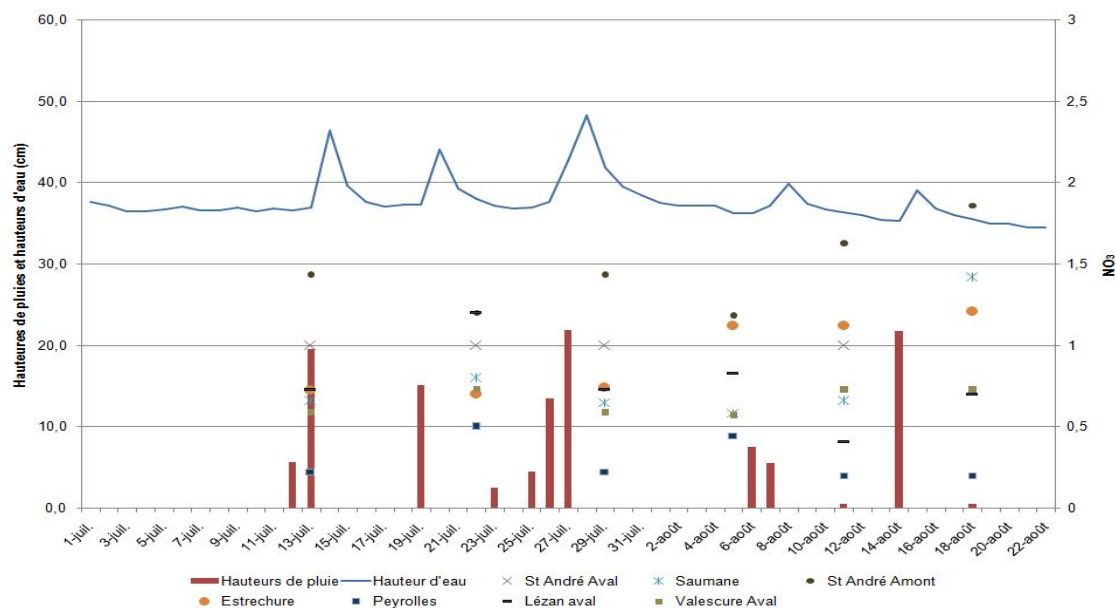
Figure 19- Variation du pH d'amont en aval le 18 août 2011 (distance fictive pour Valescure).

Pour les autres analyses physico-chimiques, Pierre Salou note dans son rapport en 2011 que « L'analyse chimique de certains paramètres de l'eau a été faite à l'aide d'un spectromètre UV. Cependant, cette méthode propose une estimation des concentrations basée sur une corrélation entre le spectre obtenu et des spectres enregistrés d'une eau dont la composition est connue. Or, les résultats obtenus sont très peu répétitifs et l'écart type peut parfois atteindre 40%. Cette méthode montre donc de trop grandes incertitudes pour pouvoir être utilisée ici. Cependant, ces écarts peuvent être dus au fait que **l'eau est d'excellente qualité (résultats obtenus pour la station amont) car les valeurs obtenues sont très proches des limites de détection de l'appareil** ».

1.3.3.1 Les Nitrates

Seuls les résultats concernant les nitrates ont été présentés dans le rapport. En effet, la répétitivité de 10 dosages a fourni un écart type inférieur à 10%. Les résultats sont présentés dans la figure 20.

Les valeurs les plus fortes (1.8 mg/l NO₃) sont observées en amont de St André le 18 août. Seules les stations de St André, de l'Estréchure et de Saumane ont semblé avoir une concentration en nitrates croissante au cours de l'étiage (>1 mg/l en août). Les autres stations n'enregistraient pas la même tendance.



2

Figure 20- Comparaison des analyses de NO₃ et des données hydrologiques.

Les conclusions tirées à l'issue de la campagne 2011 ont permis d'affiner le protocole pour l'année 2012.

2. Travaux menés en 2012 : le suivi de la qualité des eaux du Gardon entre Saint André de Valborgne et le pont de Cassagnoles durant l'étiage.

Durant l'été 2012, la qualité des eaux a été suivie pendant 10 semaines, entre le 29 juin et le 6 septembre. 11 points de mesures ont ainsi été contrôlés (Fig. 27). Les photos des sites ont été prises le 26/7/2012 (Cassagnoles, le 13 juillet).

Ces points couvrent un linéaire de 65 km jusqu'au pont de Cassagnoles, à proximité de la confluence entre le Gardon d'Anduze et celui d'Alès. Il s'agit des stations suivies par Pierre SALOU en 2011 (points 1, 2, 3, 5, 6 et 10), auxquelles ont été ajoutées les nouvelles stations suivantes :

- point 7 : pont de Massies, peu avant la confluence avec la Salindrinque, c'est le premier point en terrain de roches sédimentaires.
- point 8 : camping de l'Arche à l'entrée d'Anduze, 1 km après la confluence avec le Gardon de Mialet.
- point 9 : la Madeleine, en aval d'Anduze.
- point 10 : pont de Lézan.
- point 11 : pont de Cassagnoles, se trouve à moins de 500 m de la confluence avec le Gardon d'Alès.

Tableau 17- Localisation des mesures de températures de l'eau.

point	localisation	Distance à la source (km)
1	St André	7
2	St André aval	11,8
3	Saumane	22,4
4	Saumane camping	23
5	Lestrechure	24,8
6	Peyrolles Arenas	30,6
7	Massies	40
8	Anduze Camping l'Arche	46
9	Madeleine	52
10	Lézan	58
11	Vézenobres	65

Pour mémoire, la période de mesures est affectée de pluies les 2/7 (22 mm), 6/7 (20 mm), 6-7/8 (24 mm), le 28/8 (62 mm) et le 30/8 (30 mm) (Fig. 31). Le prélèvement du 30 août se produit entre 5h à St André, 6 h à Peyrolles, et 9h à Cassagnoles, après le pic de crue (qui s'est produit à 4h40 à Peyrolles). D'autre part, le pic de la crue la plus importante de l'été, le 28/8 a eu lieu à 12h à Peyrolles.

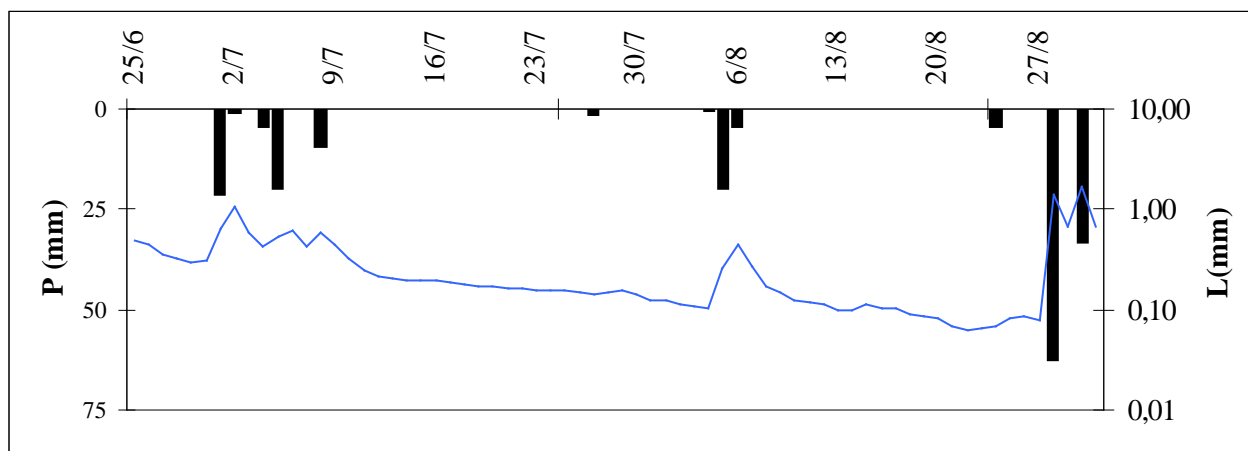


Figure 31- Variation des pluies et débits journaliers du Gardon à Peyrolles durant l'été 2012.

2.1 Le protocole de mesures et les techniques analytiques

De la même façon qu'en 2011, les prélèvements ont été faits à la main, entre deux eaux au milieu du courant, à l'exception des deux sites en berge, à Lézan (pile du pont en rive gauche) et à Vézénobres. La tournée a toujours été d'amont vers l'aval, entre 9 h au point 1 à 12 h pour le point 9, les deux derniers points étant relevés entre 13 h et 14 h.

En 2012, les méthodes utilisées ont été les suivantes :

- *in situ*, avec une sonde multi-paramètres de marque ISY : conductivité électrique, température, potentiel Redox et NO_3^{2-}
- au laboratoire, le jour même, au retour de terrain :
- pH, conductivité
- analyse spectrométrique (trousse Pastel UV de SECOMAN): pour Oxygène dissous (% et mg/l), MES, COT, NO_3^{2-} et DBS (mg/l), DCO et DBO (mg/l O_2)
- et par chromatographie ionique : Cl^- , NO_3^{2-} et SO_4^{2-}

Des comparaisons entre techniques ont permis de valider les choix faits en matière d'instrumentation. Des problèmes d'appareillage ont toutefois perturbé les mesures. Les limites de détection sont de <0.1 mg/l pour NO_3 (chromatographie ionique) et < 0.5 mg/l pour DBS, DCO, DBO, <1 mg/l pour COT par spectrométrie.

Pour les nitrates, 3 méthodes ont été utilisées : au chromatographe, avec la sonde de terrain Ysi et avec le spectromètre UV. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec le chromatographe. Pour les valeurs manquantes de nitrates mesurées au chromatographe (très faibles teneurs : <0.1 mg/l NO_3), on a comblé les lacunes en prenant les valeurs fournies par régression entre le dosage au spectromètre et celui au chromatographe.

2.2 Les variations spatio-temporelles

Les figures 33 à 52 présentent les chroniques des paramètres mesurés lors de la campagne de l'été 2012. Par commodité de lecture, on a relié en pointillé les valeurs ponctuelles d'une même journée.

2.2.1 Les paramètres qui traduisent le fond géochimique du bassin versant

Se trouvent dans cette famille, la conductivité électrique de l'eau, le pH, et les anions.

- La conductivité électrique de l'eau

La conductivité électrique de l'eau dépend de sa charge en sels dissous. A titre d'exemple, la figure 32 présente la relation entre la conductivité et la teneur en sulfates dans les eaux du Gardon au cours de l'été 2012.

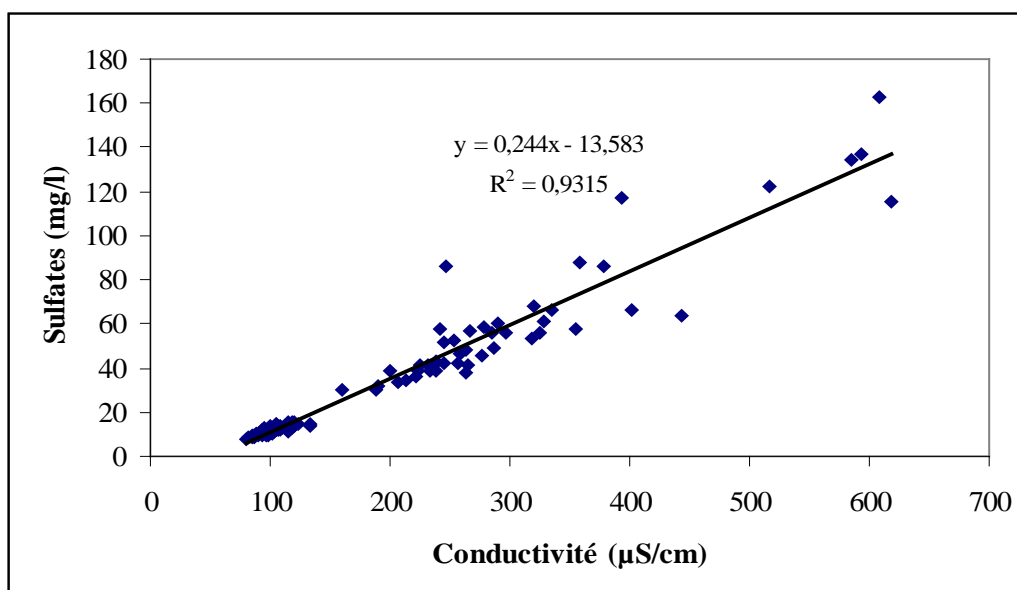


Figure 32- Relation entre la conductivité électrique et les sulfates dans l'eau du Gardon.

Les chlorures et les sulfates dans les eaux sont fortement influencés par la nature géologique du bassin drainé. A l'inverse de la partie amont jusqu'à Peyrolles où les roches sont métamorphiques ou magmatiques, et donc produisent des eaux peu minéralisées, avec une faible conductivité, (Tab. 18), la présence de roches sédimentaires : évaporites, calcaires, marnes... après St Jean du Gard enrichit considérablement les eaux en sels dissous.

Tableau 18 - Composition moyenne des eaux du ruisseau de Valescure au cours du printemps 2012.

Conductivité	Ca	Mg	K	Na	SO4	Cl	NO3
µS/cm	mg/l						
87,3	8,8	3,0	0,8	4,3	4,3	2,9	0,9

Les figures 33 et 34 montrent une valeur faible de la conductivité jusqu'à Peyrolles, qui croît ensuite régulièrement jusqu'à Lézan, enfin, qui augmente fortement à Vézénobres, peu avant la confluence avec le Gardon d'Alès.

Elle est voisine de 100 µS/cm jusqu'à Peyrolles, comprise entre 200 et 300 µS/cm de Massies à Lézan, et comprise entre 450 et 550 µS/cm à Vézénobres. Elle augmente au cours de l'été 2012 d'environ 30 % (à Massies), et jusqu'à 80 % (Vézénobres), la moyenne se situant à 50 % d'augmentation.

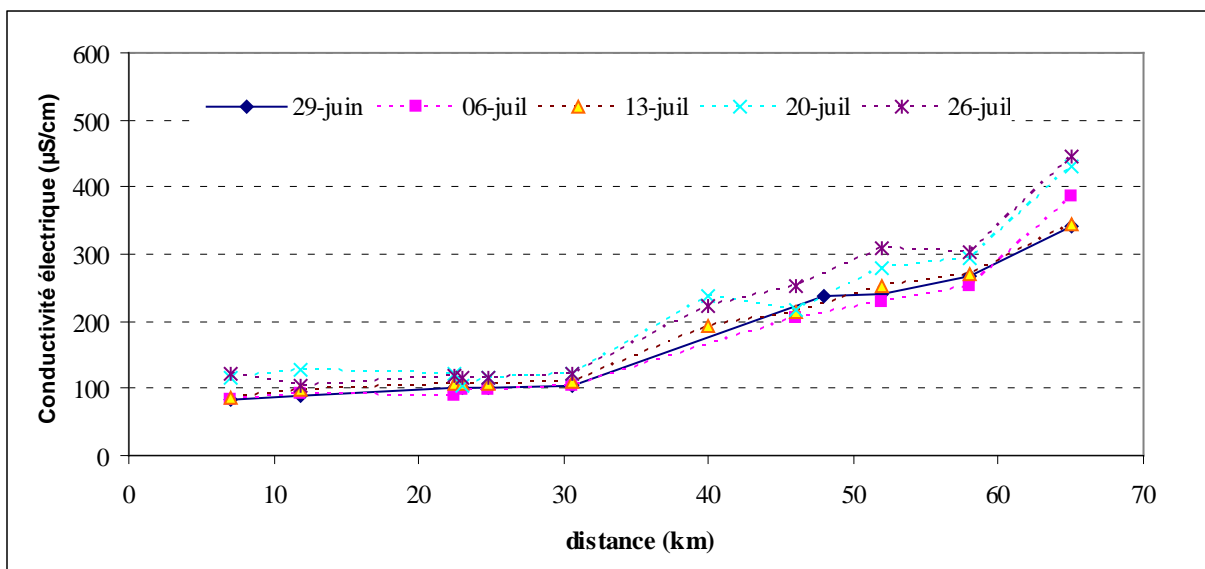


Figure 33- Evolution des conductivités électriques de l'eau du 29 juin au 26 juillet 2012.

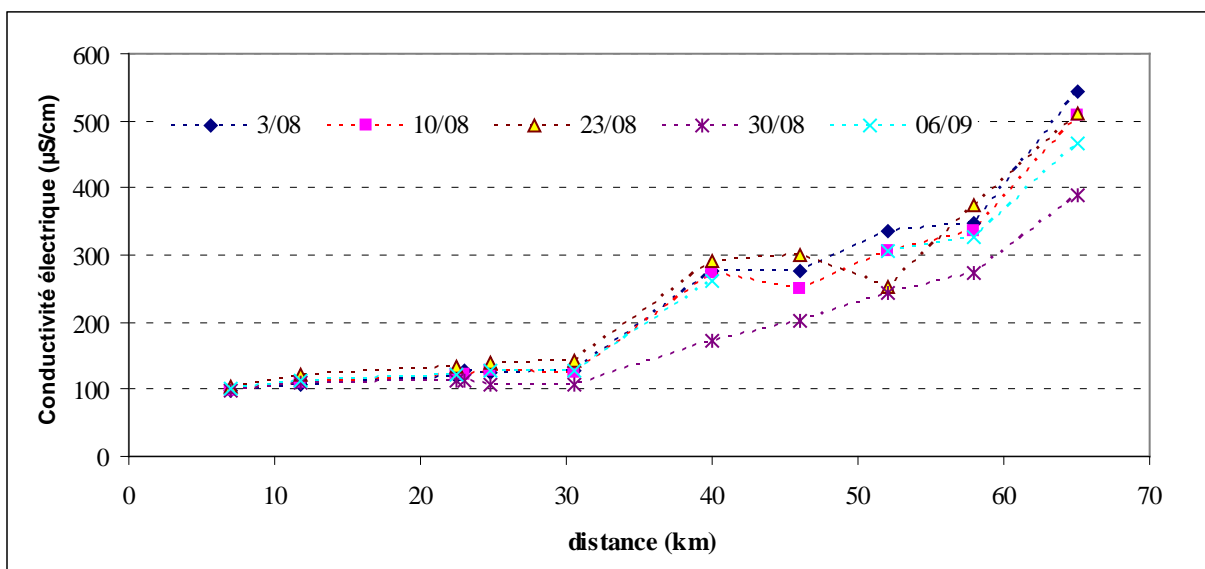


Figure 34- Evolution des conductivités électriques de l'eau du 3 août au 6 septembre 2012.

- Le pH des eaux

Le pH remonte progressivement de l'amont vers l'aval, à la fois du fait de la géologie du bassin versant, qui devient nettement calcaire à partir de Massies, et du fait de l'activité biologique (algues en particulier). Il est dans l'ensemble plus élevé en juillet qu'en août (Fig. 36).

Le long du linéaire étudié, l'augmentation est de 0.5 à 1 unité pH. Les plus faibles valeurs sont observées le 26 juillet. Le pH est alors inférieur à 7 (6.8) à Saint André, et il atteint 7.7 à Vézénobres (8 à la Madeleine). Avec une tendance toujours croissante de l'amont vers l'aval, les valeurs montrent un écart plus faible en août (0.7 unité).

On peut noter que les pH sont très voisins le 30 août juste après la crue.

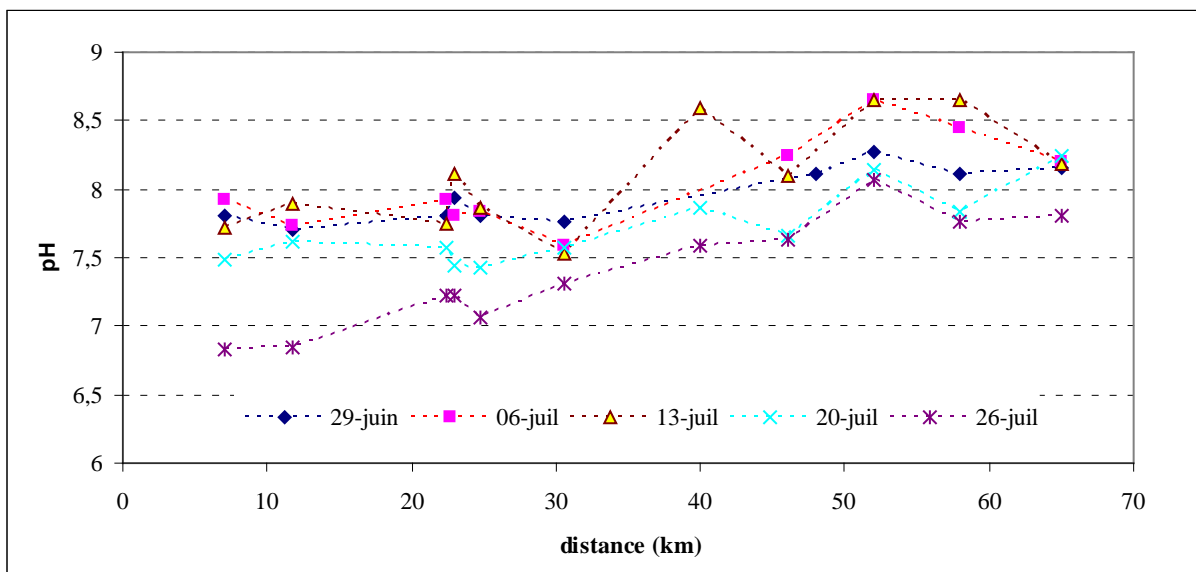


Figure 35- Evolution du pH de l'eau du 29 juin au 26 juillet 2012.

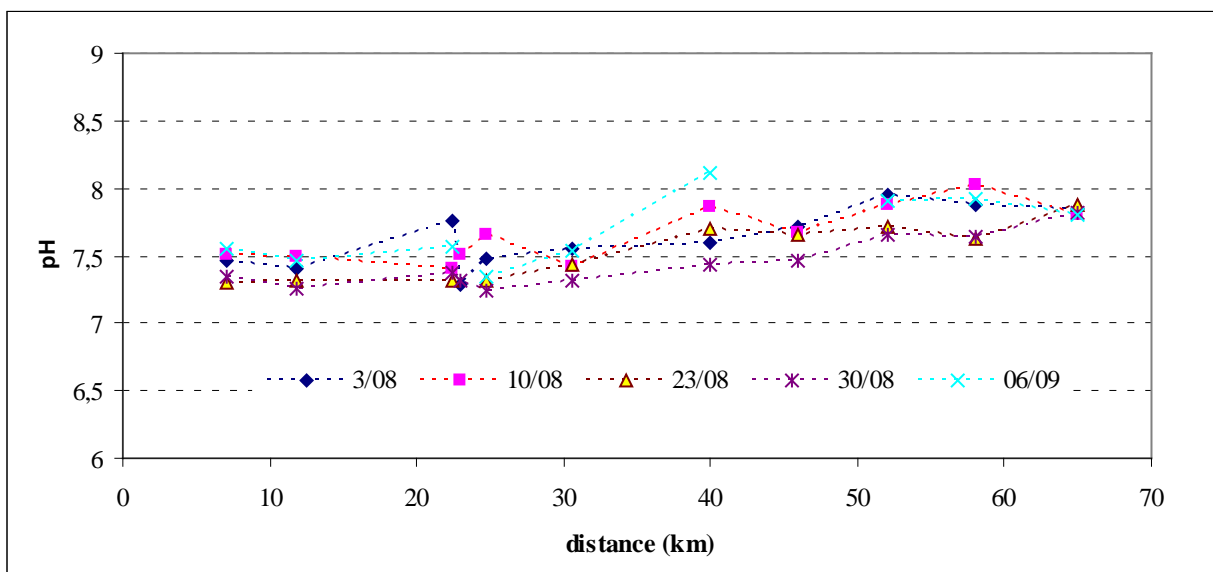


Figure 36- Evolution du pH de l'eau du 3 août au 6 septembre 2012.

- Les chlorures et les sulphates

Les valeurs moyennes de chlorures sont comprises entre 3.0 et 3.6 mg/l jusqu'à Peyrolles, entre 5.6 à Massies à 7.5 mg/l à Lézan et atteignent 13.8 mg/l à Vézénobres. L'augmentation saisonnière est de 20 à 40 % jusqu'à Massies, elle augmente fortement à partir de La Madeleine (70 %), et double à

Vézénobres. Les concentrations les plus faibles sont observées le 30 août, après la crue. Les chlorures retrouvent leurs valeurs d'avant la crue une semaine plus tard (Fig. 38).

Les teneurs en sulfates sont également faibles jusqu'à Peyrolles (moyenne de 10 à 13 mg/l), atteignent 40 à 53 mg/l entre Massies et Lézan, et dépassent 100 mg/l à Vézénobres.

Ils présentent la même évolution spatio-temporelle que les chlorures. Les augmentations durant l'été sont de 30 à 40 % jusqu'à Peyrolles, doublent ensuite jusqu'à la Madeleine et atteignent près de 2.5 fois les valeurs initiales à l'aval du Gardon. Les eaux du 30 août apparaissent les plus diluées.

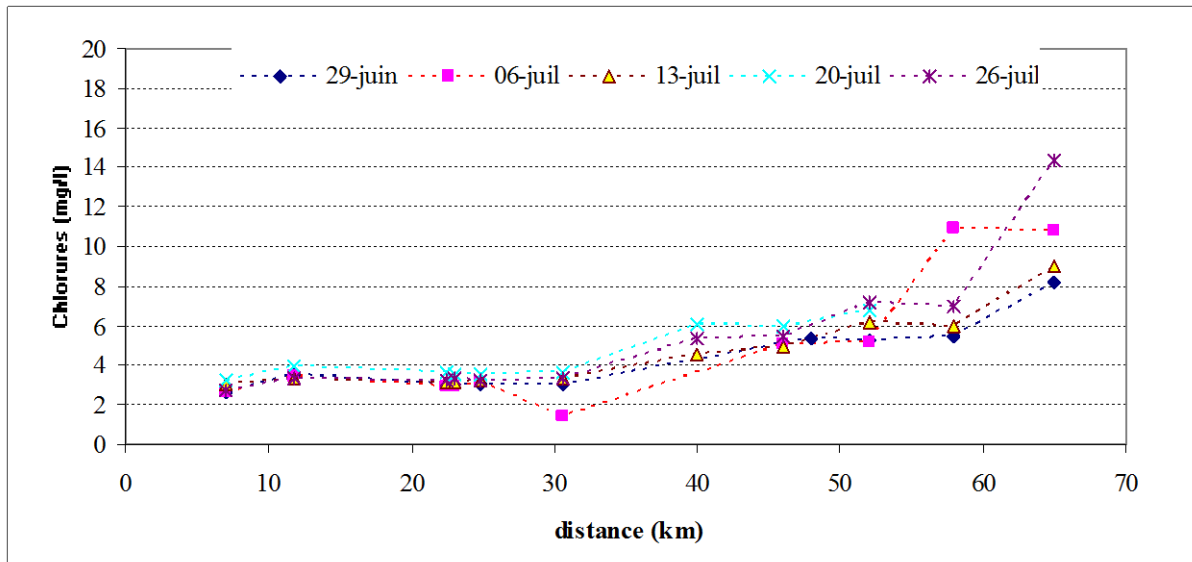


Figure 37- Evolution des chlorures du 29 juin au 26 juillet 2012.

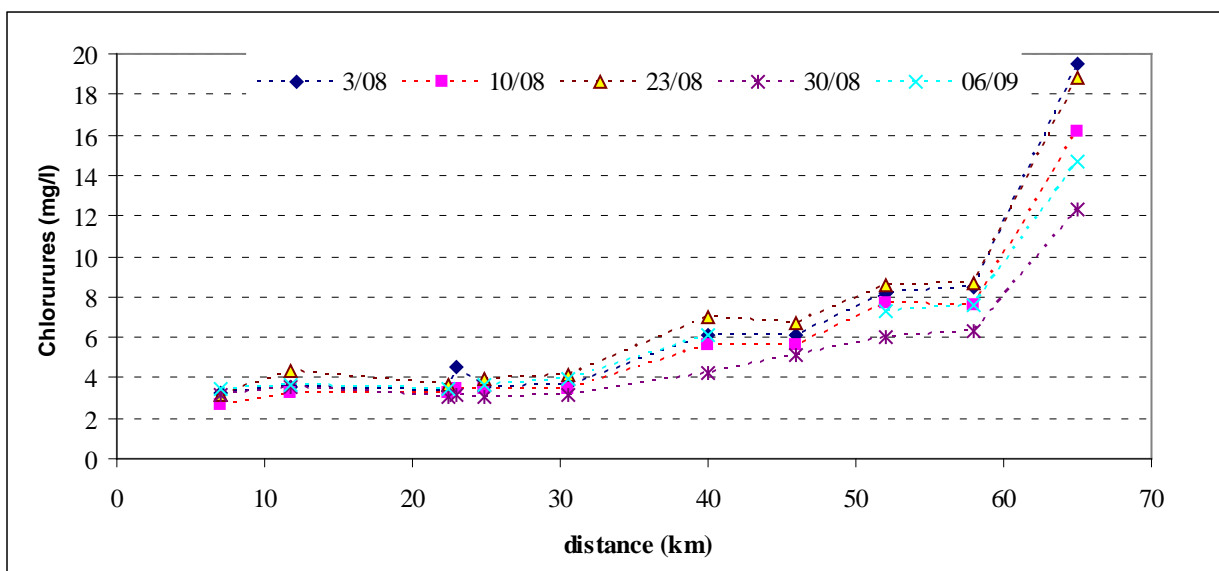


Figure 38- Evolution des chlorures du 3 août au 6 septembre 2012.

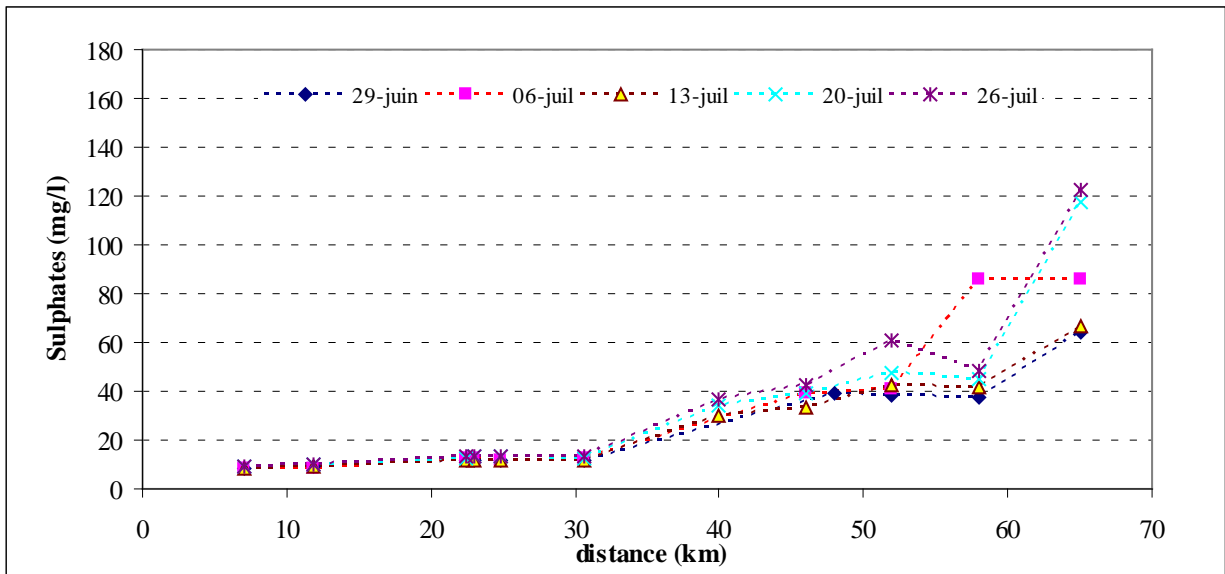


Figure 39- Evolution des sulfates du 29 juin au 26 juillet 2012.

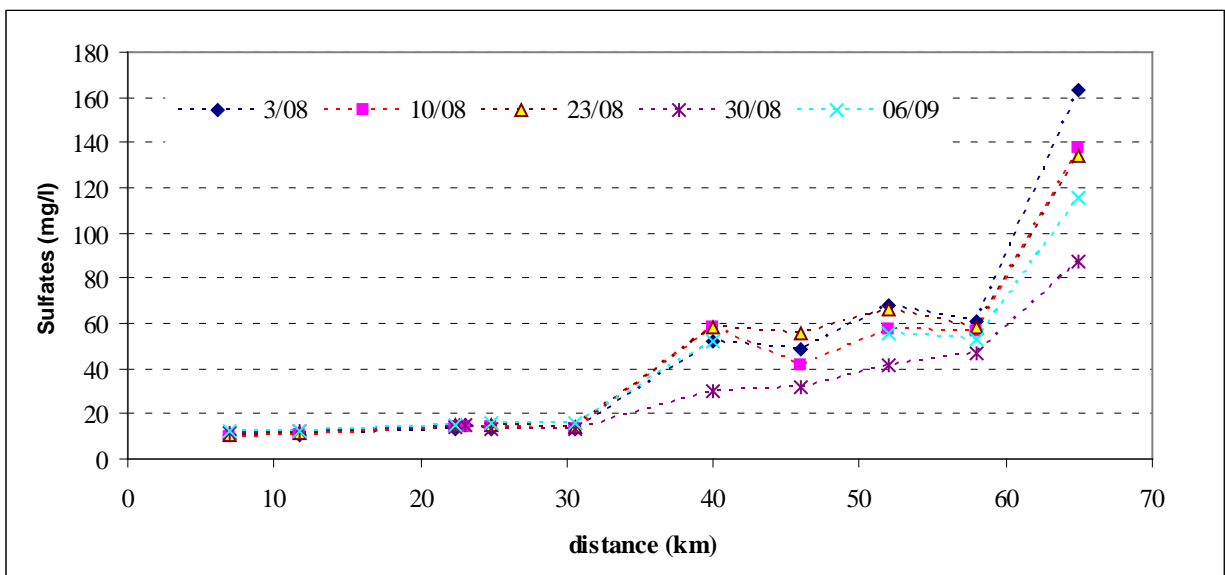


Figure 40- Evolution des sulfates du 3 août au 6 septembre 2012.

2.2.2 Les formes de l'azote : nitrates et ammonium

- Les nitrates

Les concentrations sont toujours faibles, et comprises entre 0.04 et 2.8 mg/l (exprimées en NO_3). Elles ont tendance à diminuer d'amont vers l'aval, de façon assez nette en juillet : en moyenne, 1.45 mg/l à St André, 0.35 mg/l dans l'ensemble jusqu'à Lézan, 0.41 mg/l à Cassagnoles (Fig. 41).

En août, les teneurs diffèrent peu selon les sites. En moyenne, elles sont plus fortes en amont (1.2 mg/l (avec un pic à l'aval de la station de St André). Elles diminuent ensuite jusqu'au camping de

l'Arche en amont d'Anduze, et redeviennent faibles à Lézan (0.3 mg/l). Le prélèvement du 30/8 montre une forte disparité entre les points de mesure : si l'on note une concentration de 1.8 mg/l en amont de St André, elles diminuent jusqu'à Saumane (2.0 mg/l), remontent jusqu'à Peyrolles (2.8 mg/l), et diminuent ensuite, pour atteindre 0.7 mg/l à Vézénobres. Les valeurs du 6 septembre sont à nouveau faibles.

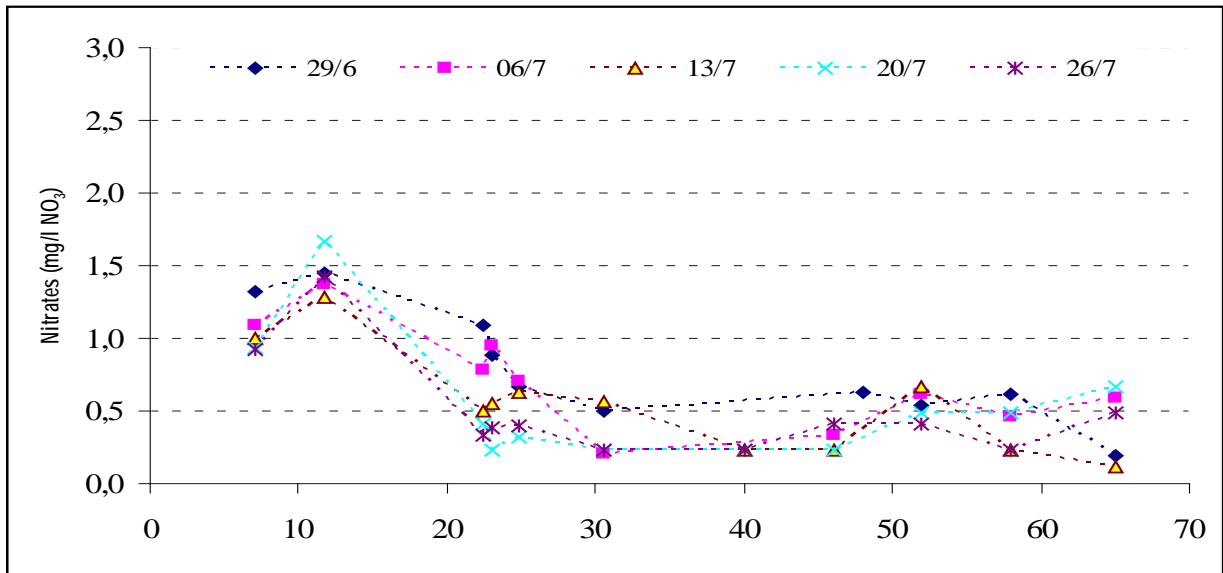


Figure 41- Evolution des nitrates du 29 juin au 26 juillet 2012.

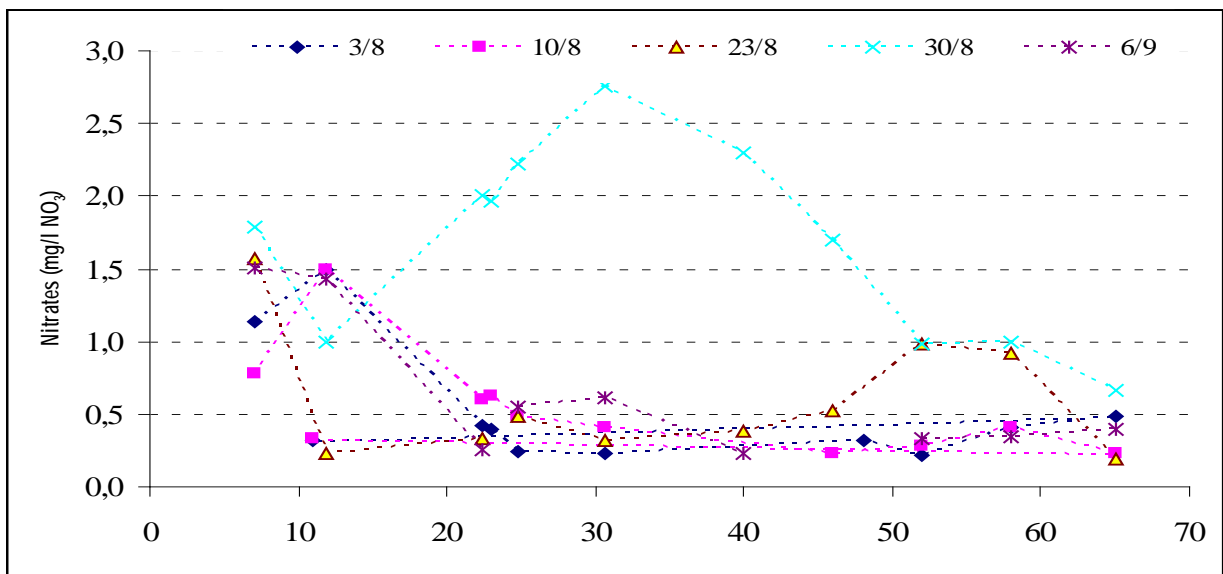


Figure 42- Evolution des nitrates du 3 août au 6 septembre 2012.

- L'ammonium

Elément instable dans le milieu naturel, et très vite oxydé en nitrates, l'ammonium augmente sensiblement d'amont en aval en juillet, pour atteindre des valeurs très fortes ente la Madeleine et Lézan (1.5 à 2.2 mg/l NH₄) (Fig. 43).

En août, la plus forte valeur enregistrée (3.5 mg/l à St André amont le 23/8) peut paraître suspecte. Dans l'ensemble, les concentrations restent relativement stables et comprises entre 0.1 et 0.6 mg/l jusqu'à La Madeleine. Elles doublent ensuite, ce qui est loin d'être négligeable, ce qui traduit sans doute des sources de contamination locale.

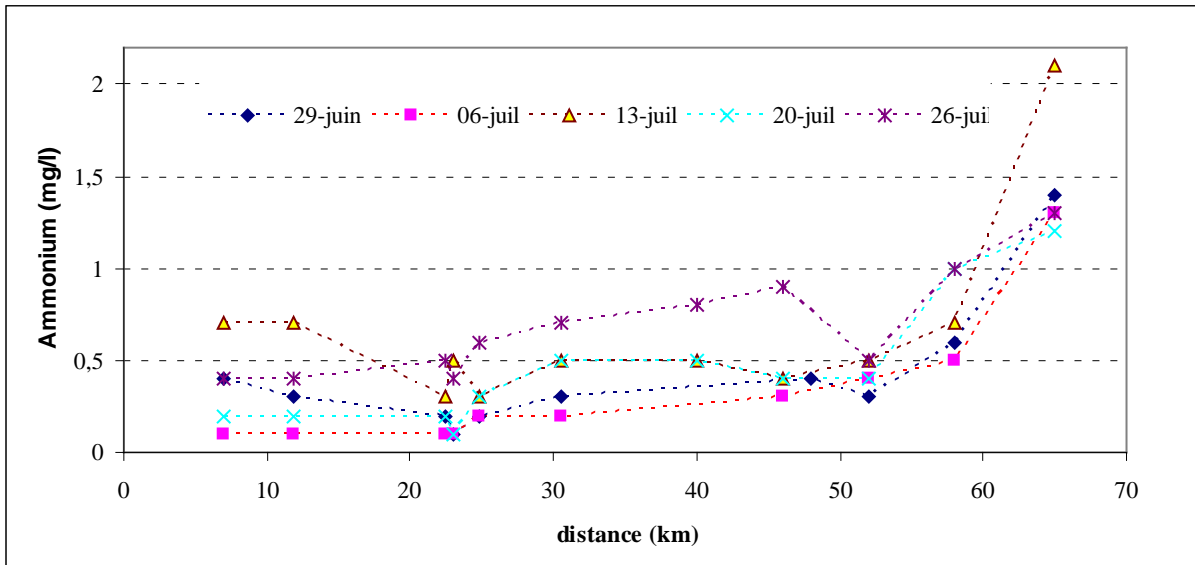


Figure 43- Evolution de l'ammonium du 29 juin au 26 juillet 2012.

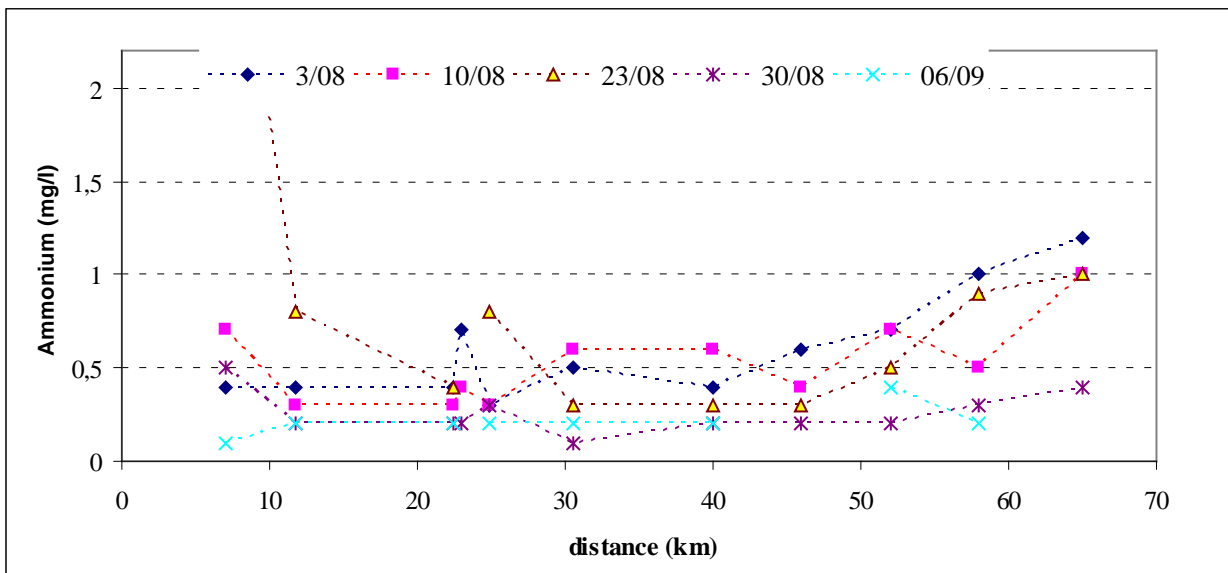


Figure 44- Evolution de l'ammonium du 3 août au 6 septembre 2012.

2.2.3 L'oxygène dissous

Aux heures où sont effectuées les mesures, les eaux sont dans l'ensemble bien oxygénées, avec des valeurs comprises entre 10 et 12 mg/l O₂. Elles ont tendance à diminuer de 1 à 2 mg/l entre Anduze et Vézénobres, et remontent progressivement dans la partie aval au cours du mois, les plus fortes concentrations étant atteintes le 26 juillet (Fig. 45).

En août, les concentrations sont plus faibles, en particulier celles du 10 août qui sont voisines de 8 mg/l sur tout le linéaire. Elles remontent ensuite à 10 mg/l le 23 août, sont comprises entre 10 et 12 mg/l, juste après la crue, et se retrouvent à nouveau de façon homogènes et inférieures à 10 mg/l le 6 septembre.

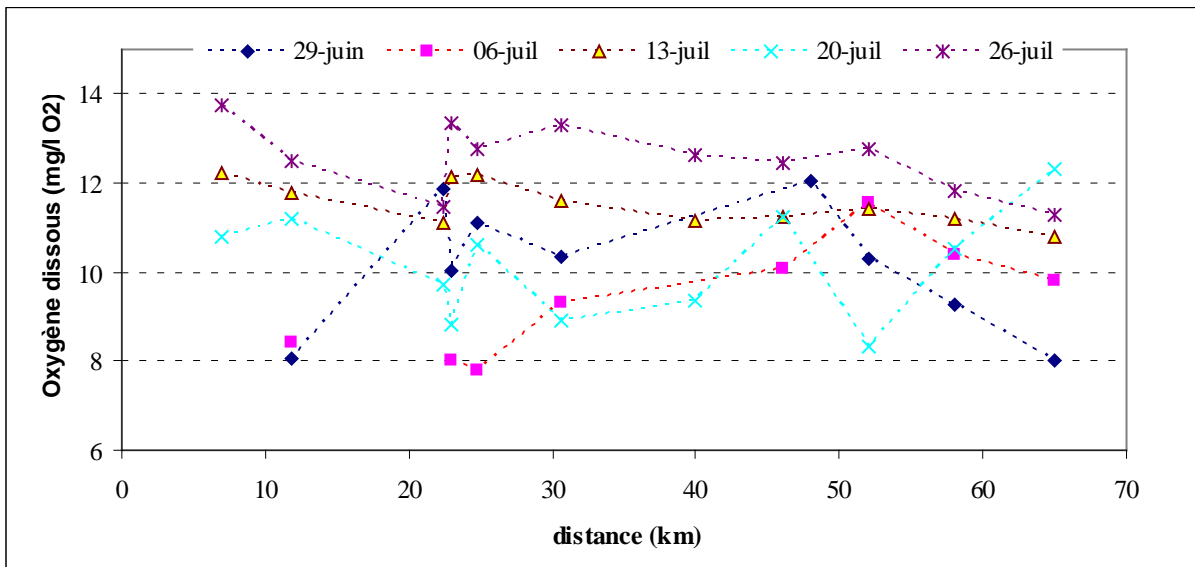


Figure 45- Evolution de l'oxygène dissous du 29 juin au 26 juillet 2012.

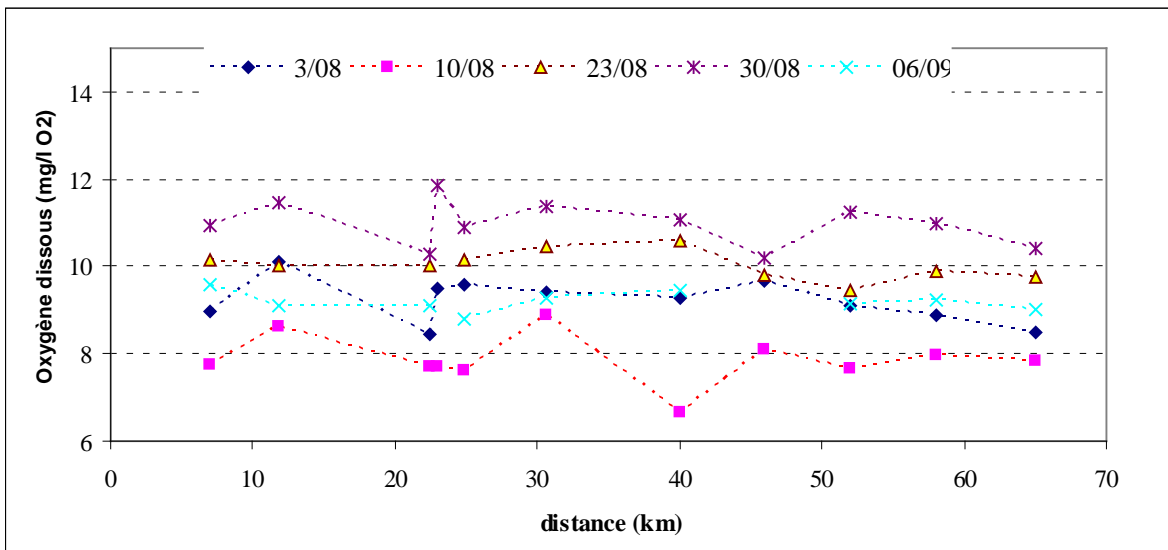


Figure 46- Evolution de l'oxygène dissous du 3 août au 6 septembre 2012.

Le taux de saturation, qui combine concentration en oxygène dissous et température, présente des figures très semblables à celles des concentrations en oxygène dissous. La saturation est dans l'ensemble supérieure à 100 %, à l'exception du 10 août (82 % à Massies), alors que la prolifération des algues est importante sur plusieurs sites.

2.2.4 Les besoins en oxygène : Demande Biologique en Oxygène (DBO) et Demande Chimique en Oxygène (DCO)

-La Demande Biologique en Oxygène

Elle est relativement constante jusqu'au 13 juillet et comprise entre 4 et 5 mg/l O₂, traduisant une quantité non négligeable de microorganismes aérobies dans l'eau (Fig. 47). Elle diminue fortement les 20 et 26 juillet, pour atteindre des valeurs nulles entre Anduze et Lézan, et remonte ensuite au pont de Cassagnoles à Vézénobres.

En août, avec une décroissance d'amont vers l'aval, les teneurs sont très faibles (0 à 1 mg/l) et diminuent encore au cours du mois. Dans les échantillons du 30 août, on note une forte croissance entre Saumane et l'Estrechure, avec un pic à Peyrolles (6 mg/l), et une décroissance à partir du pont de Massies, les points à l'aval restant à des niveaux très faibles. Les teneurs des prélèvements du 6 septembre sont à nouveau beaucoup plus basses.

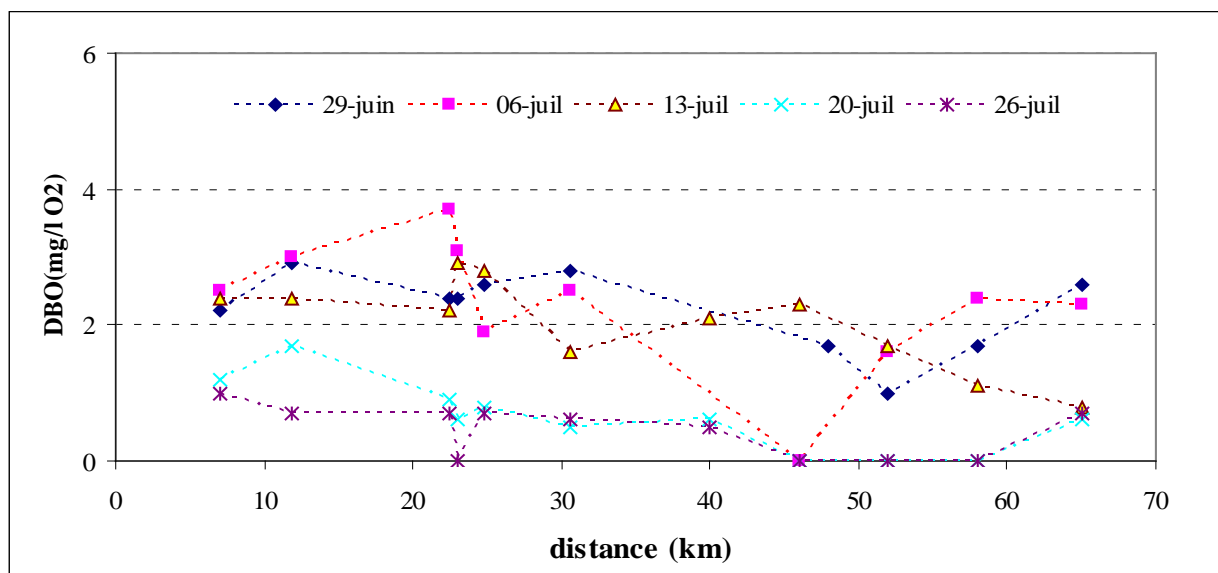


Figure 47- Evolution de la DBO du 29 juin au 26 juillet 2012.

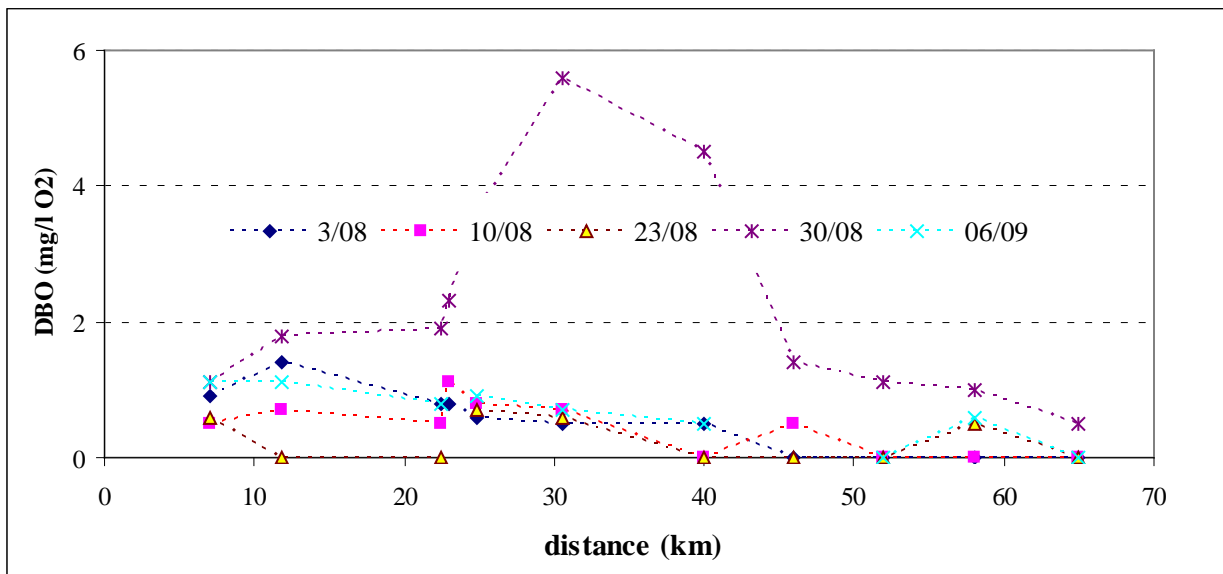


Figure 48- Evolution de la DBO du 3 août au 6 septembre 2012.

-La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène en juillet présente une évolution temporelle très comparable à celle de la DBO (Figs. 49 et 50). Les teneurs diminuent de moitié entre les prélèvements du 6 juillet et ceux du 20, et elles peuvent devenir très faibles et inférieures au seuil d'analyse à partir d'Anduze. En août, à l'exception des analyses du 30, les teneurs sont toutes inférieures à 1.8 mg/l, et se maintiennent à des valeurs extrêmement faibles à partir d'Anduze. Le 30 août, la DCO croît dès Saumane, culmine à Peyrolles (8.8 mg/l) et diminue depuis la Madeleine (2.2 mg/l) jusqu'au pont de Cassagnoles (0.5 mg/l).

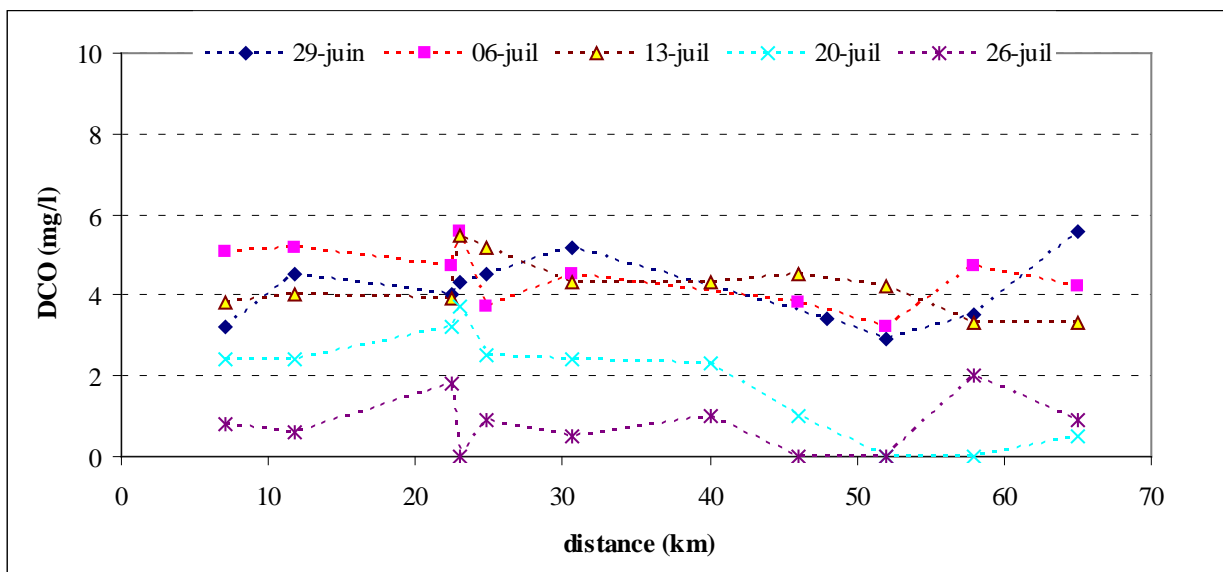


Figure 49- Evolution de la Demande Chimique en Oxygène du 29 juin au 26 juillet 2012.

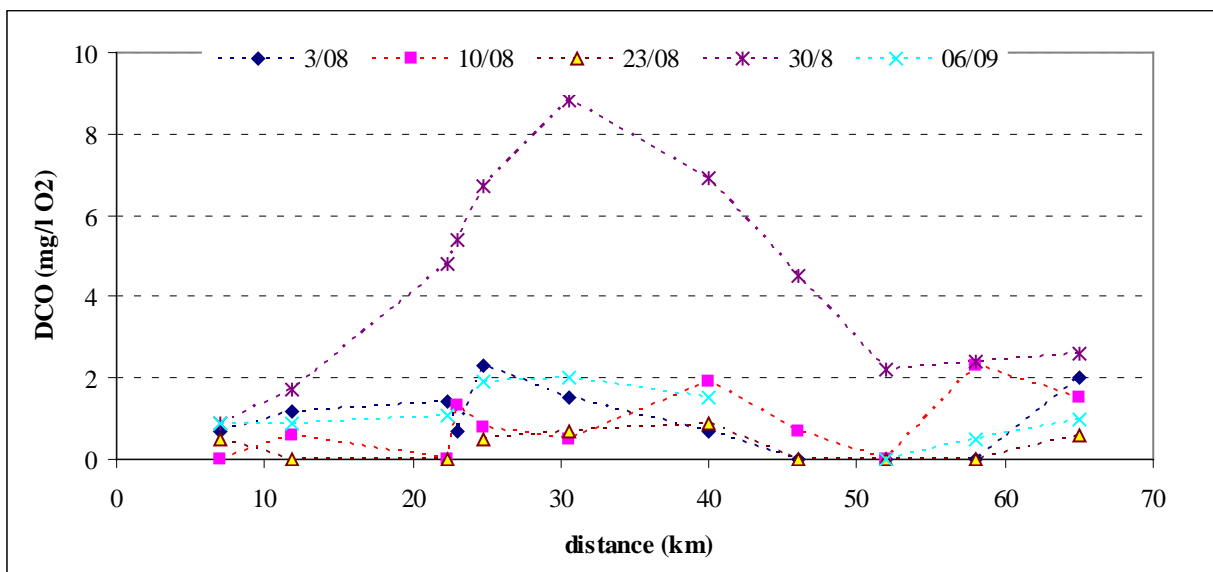


Figure 50- Evolution de la Demande Chimique en Oxygène du 3 août au 6 septembre 2012.

2.2.5 Le Carbone Organique Total (COT)

La charge en Carbone Organique Total est comprise entre 1.5 et 2 mg/l C en juillet, et montre une tendance à la diminution de l'amont vers l'aval (Fig. 51). Les concentrations diminuent très fortement le 20 juillet, et deviennent non détectables à leur niveau de concentration, entre le 26 juillet et le début septembre.

Le prélèvement du 30 août fait à nouveau exception, avec des valeurs fortes comprises entre 1.5 mg/l à l'aval de St André, et 4 mg/l à Peyrolles.

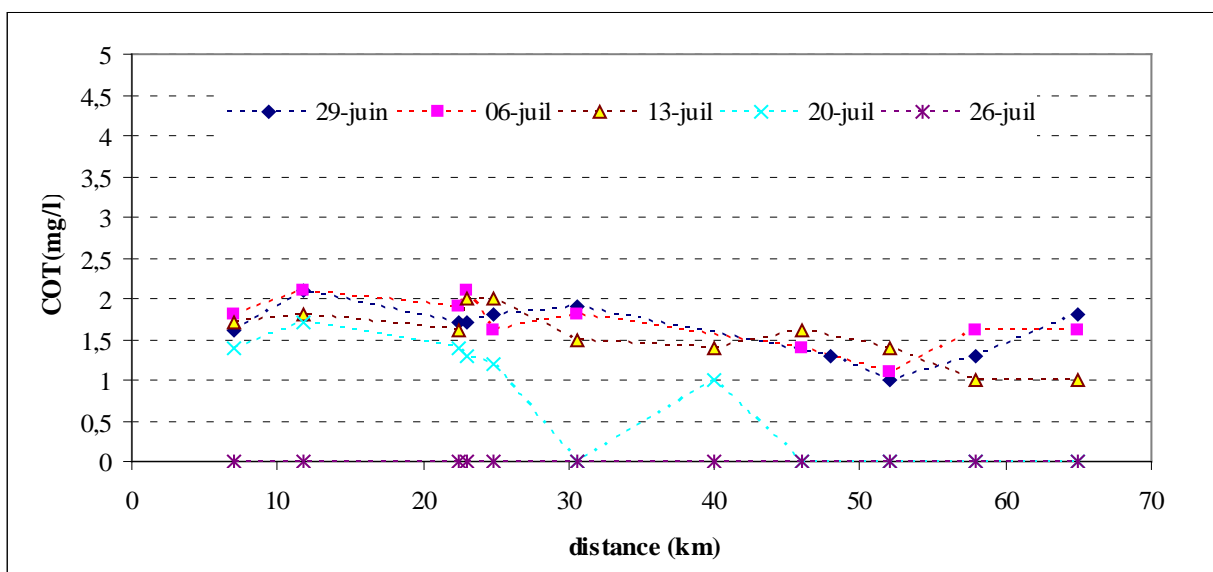


Figure 51- Evolution du Carbone Organique Total du 26 juin au 26 juillet 2012.

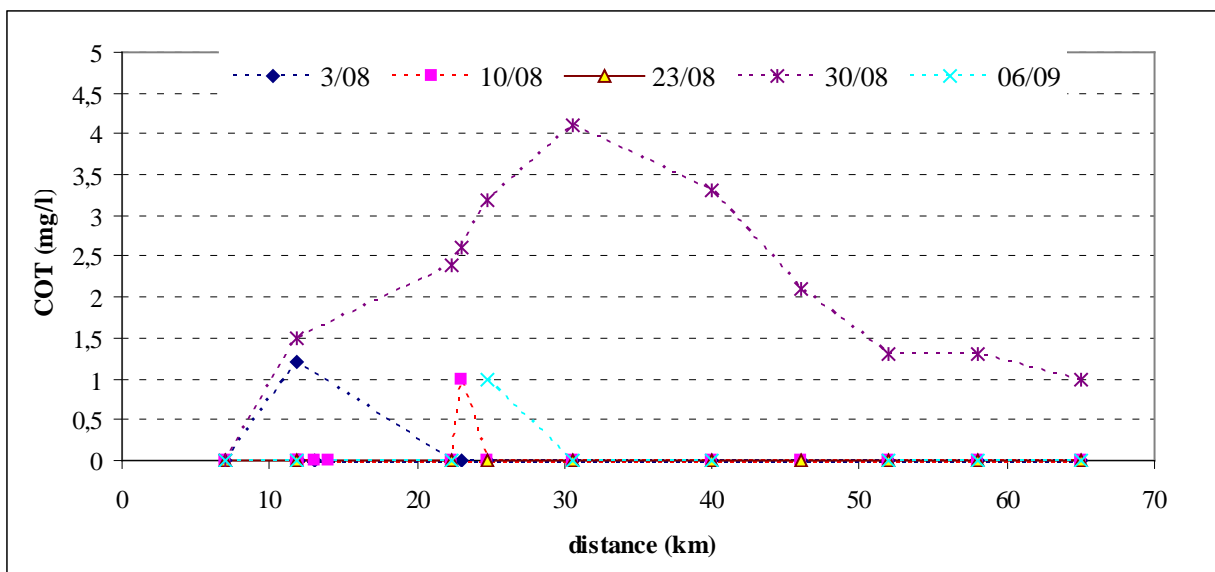


Figure 52- Evolution du Carbone Organique Total du 3 août au 6 septembre 2012.

- Les MES

Ces dernières restent inférieures à la limite de détection par la méthode utilisée (<2.5 mg/l MES) sauf pour 3 échantillons : ces valeurs, comprises entre 4.5 mg/l (Massies le 13/7) et 19 mg/l (St André amont, le 6 juillet) ont été considérées comme des artéfacts.

A noter en particulier qu'il n'a pas été relevés de MES en quantité mesurable juste après la crue du 30 août (malgré un débit de 4000 l/s à Peyrolles au moment du prélèvement).

2.3 Les relations entre les éléments

Indépendamment des relations déjà présentées entre la conductivité électrique de l'eau et les ions dominants, quelques liaisons ont pu être mises en évidence.

A la différence des chlorures et des sulfates, les nitrates montrent une tendance à la décroissance exponentielle avec la conductivité (non significative, $R^2 = 0.21$) (Fig. 53). C'est plutôt en tête de bassin, aux eaux peu minéralisées, que l'on a trouvé les concentrations les plus fortes en nitrates, à l'inverse de la partie aval. Cette distribution suggère la présence d'une source de nitrates en amont, près du point de prélèvement, et qui n'a pu être consommée par la biomasse algale (trop frais ?), à la différence de la partie aval, où le verdissement est observé très tôt durant l'étiage.

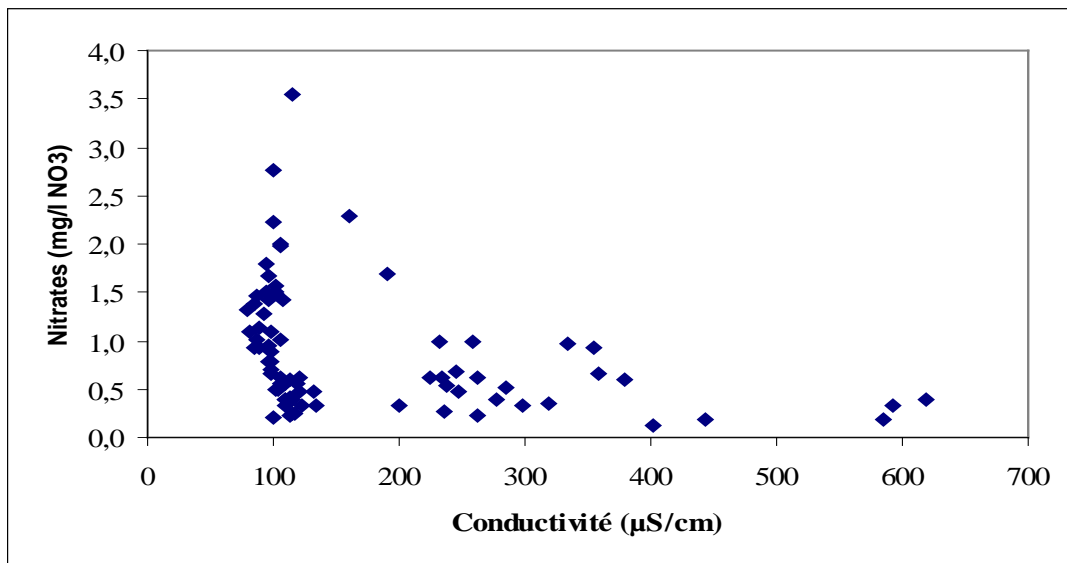
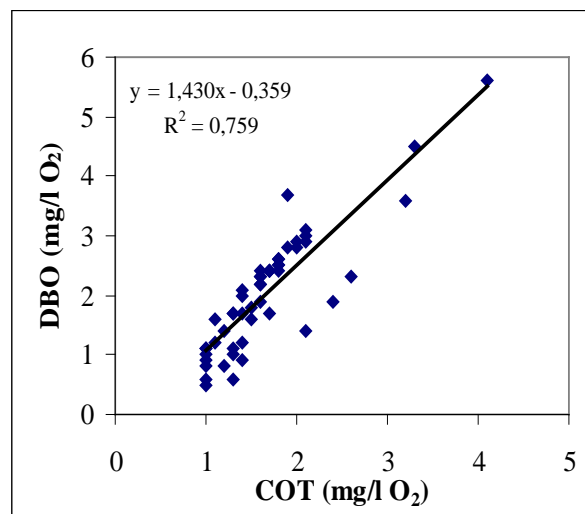
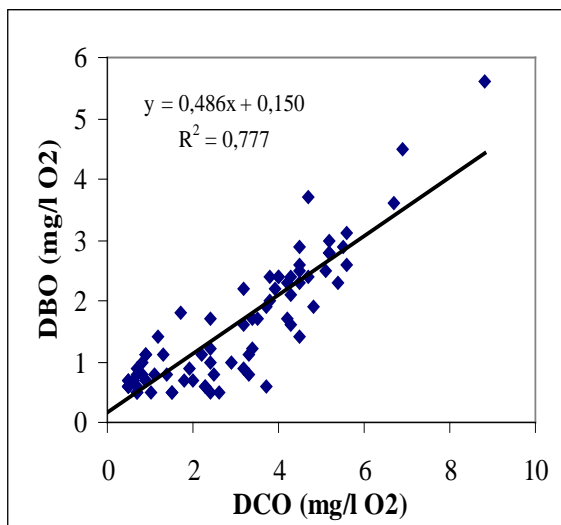


Figure 53- Relation entre les nitrates et la conductivité dans les eaux du Gardon en 2012.

Par ailleurs, les relations sont significatives et de forme linéaire pour la DBO, la DCO et le COT, tous trois marqueurs de la charge organique (Figs. 54 et 55), la dispersion des points, s'expliquant probablement par l'imprécision des dosages.



Figures 54 et 55- Relation entre la DBO, la DCO et le COT dans les eaux du Gardon de St Jean.

De la même façon, les nitrates montrent une relation étroite avec la DBO (Fig.56) où la DCO, mais variable selon les périodes et selon les sites. A partir de Saumane, la relation est logarithmique entre le 20/7 et le 6/9, alors qu'elle est mal structurée jusqu'au 13 juillet. Dans le secteur de St André, il n'y a pas de liaison bien définie.

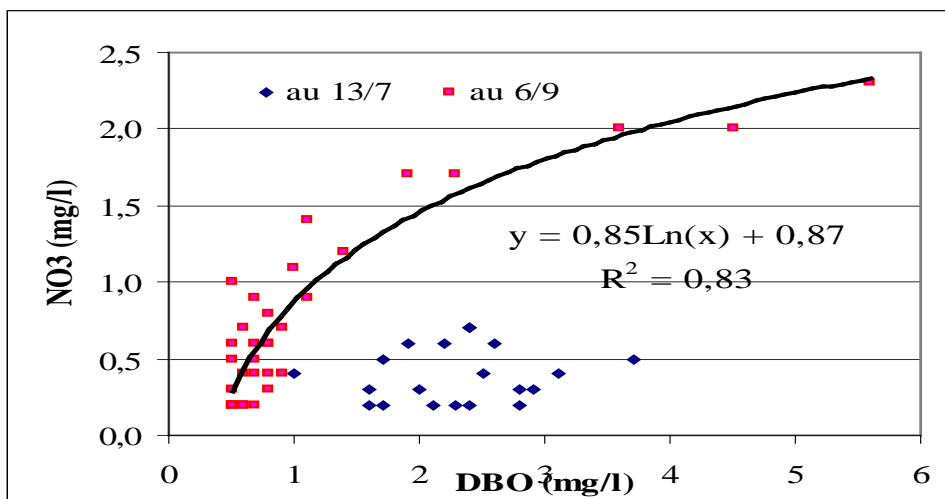


Figure 56- Relation entre les nitrates et la DBO dans les eaux du Gardon à partir de Saumane.

Il a également été trouvé des relations très fortes entre le DBS et la DBO, traduisant ainsi la proximité d'origine de ces deux éléments. Le DBS -Le Dodécil-Benzène-Sulfonate est un des tensio-actifs les plus utilisés car il possède un très grand pouvoir moussant, il est à ce titre un marqueur des rejets (STEP, ANC). La figure 57 indique les relations entre ces deux éléments, du 26 juin au 13 juillet, puis du 20 juillet au 6 septembre, en amont et en aval de la commune de St André de Valborgne. Il semble donc qu'il y ait une contamination locale de l'eau par des rejets ponctuels d'assainissement, y compris au niveau de la baignade (arrivée d'eau d'ANC ?), en période de plein tourisme, la relation étant moins robuste avant.

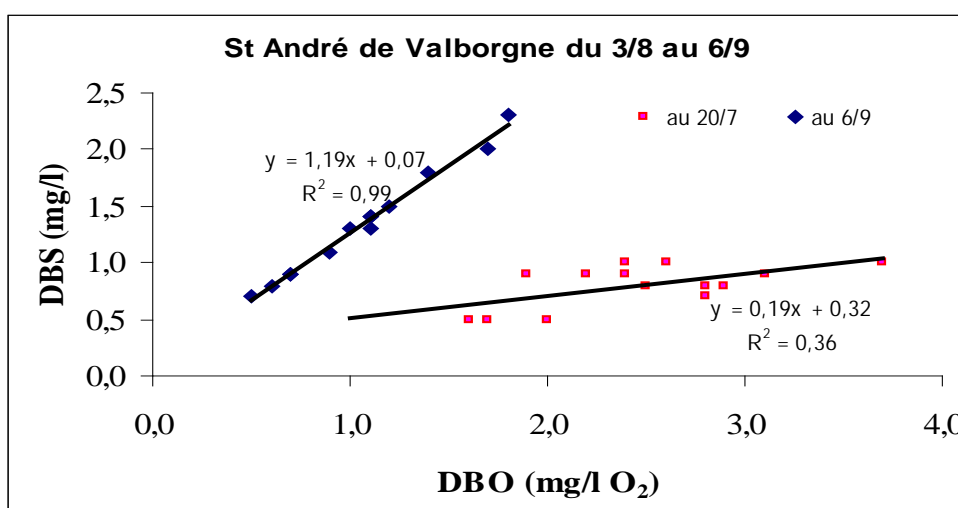


Figure 57- Relation entre le DBS et la DBO dans les eaux du Gardon à St André durant l'été 2012.

Pour les stations situées entre Saumane et Vézénobres, la relation est linéaire mais non significative avant le 20 juillet, et devient logarithmique et hautement significative entre le 26/7 et le 6/9 (Fig. 58).

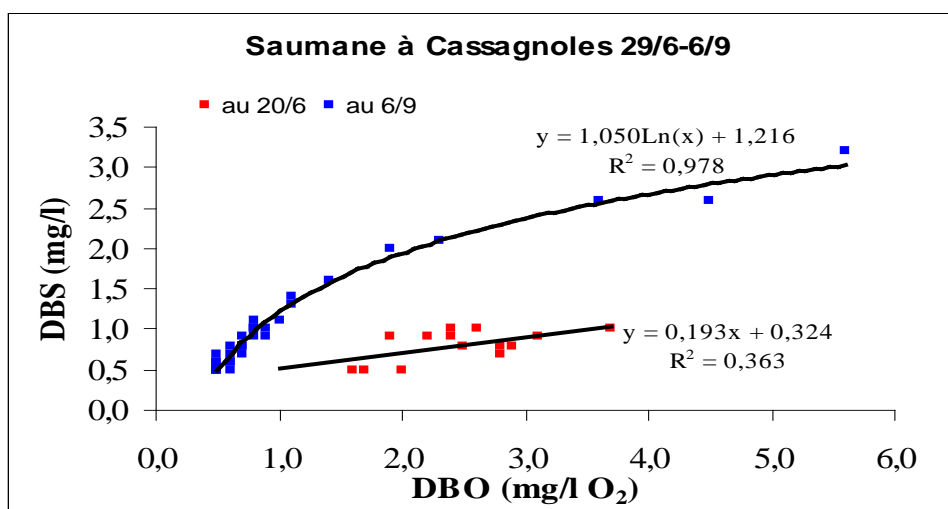


Figure 58- Relation entre le DBS et la DBO dans les eaux du Gardon à partir de Saumane en 2012.

2.4 Comparaison avec les valeurs de la grille SEQ-Eau – aptitude à la biologie

Si les eaux échantillonnées sur les 11 points de mesure traduisent une eau de « bonne qualité » classée en bleu selon la grille SEQ-eau, - aptitude à la biologie (MEDD, Agences de l'Eau, 2003), certains paramètres présentent des valeurs cependant déclassantes.

L'ammonium est le plus souvent déclassant - selon cette grille: <0.5 mg/l NH₄ en classe d'aptitude bleue, <1.5 mg/l en classe verte et <4 mg/l en classe jaune. En effet, sur 10 prélèvements, le dépassement à 0.5 mg/l se produit partout au moins une fois, 2 fois à St André et la Madeleine, 6 fois à Lézan et 8 fois à Vézénobres. Il y est même en classe verte le 13 juillet (2.2 mg/l NH₄).

La DBO est supérieure à 3 mg/l O₂ (limite de classe d'aptitude bleue) le 6 juillet à Saumane et le 30 août à trois stations entre l'Estrechure et Massies.

Pour **l'oxygène dissous**, les valeurs passent sous 8 mg/l O₂ (limite de classe bleue), à deux occasions, le 16 juillet sur 2 stations (Saumane et Estrechure) et le 10 août sur 8 stations.

Il est intéressant de constater que le prélèvement du 30 août, effectué peu de temps après le pic de crue (entre 5 h à St André, 6h à Peyrolles et 9h à Cassagnoles), montre une dégradation de la qualité des eaux, les plus fortes concentrations étant trouvées à Peyrolles. Les valeurs atteintes à ce point : DBO (5.6 mg/l O₂), DCO (8.8 mg/l O₂), COT (4.1 mg/l C), ne dépassent cependant pas les valeurs guide de la classe verte en DBO (6 mg/l O₂), et bleue pour la DCO (20 mg/l O₂), le COT (5 mg/l C).

Enfin, à titre de comparaison, parmi les stations suivies dans le cadre de ce travail, 4 d'entre-elles font partie des sites suivis 4 fois par an dans le cadre du Réseau de suivi de la ressource en eau du Département du Gard (CG30). Il s'agit pour le Gardon d'Anduze, des stations de Peyrolles (référence GAR1), Massies (GAR2), Tornac-la Madeleine (GAR7) et Vézénobres (GAR15).

Les prélèvements réalisés par le Conseil général en mars, mai, août et octobre 2011 les classent en bleu pour le bilan oxygène (DBO5, COT, O₂, taux de saturation en oxygène). Pour les nutriments (PO₄³⁻, P total, NH₄, NO₂ et NO₃), les valeurs sont très faibles sur le prélèvement d'août, le pH étant quant à lui affecté par la photosynthèse algale à Peyrolles (8.63), et Massies (9.22).

2.5. Les mesures en continu

La mesure en continu dans l'eau de la température, de la conductivité électrique et de l'oxygène dissous a été assurée au moyen d'une centrale de marque CAMPBELL, à la station d'étiage de Peyrolles, à compter du 23 juillet 2012. Le pas de scrutation était de 30 minutes.

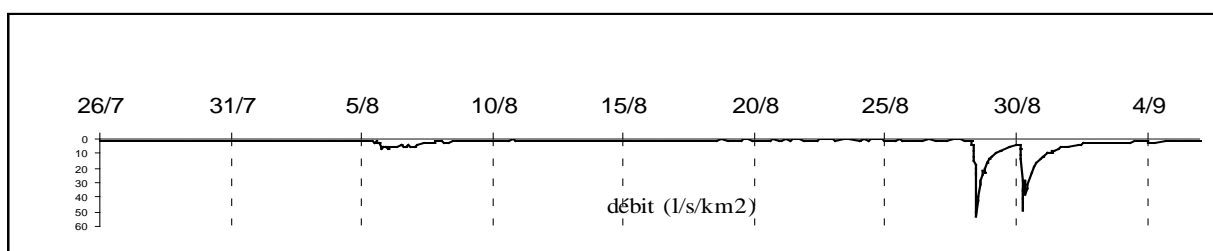
Des tests préliminaires avaient été effectués à la station de Valescure aval entre mars et juin.

Le matériel a été démonté le 6 septembre, et repositionné sur le ruisseau de Valescure aval. La sonde d'oxygène dissous, livrée tardivement, a permis de réaliser des mesures à compter du 17 octobre.

Il faut noter cependant que la sonde de conductivité fournie par CAMPBELL s'avère inadaptée aux types d'eaux cévenoles : échelle en millisiemens, valeur non compensée de la conductivité en fonction de la température.

La figure 59 présente les variations observées avec ce dispositif. Elle illustre la richesse que peut apporter une mesure en continu des paramètres physico-chimiques, quand ceux-ci sont soumis à des fluctuations de nature nyctémérale, ou dues à l'hydraulique du cours d'eau. On voit ainsi que la température moyenne qui est de 24.3 °C jusqu'au 27 août, avec des mini la nuit > 20 °C, a atteint 29.5 °C le 22/8 à 18h. La comparaison avec les thermo-boutons (chapitre 2-2) donne des résultats très voisins.

De la même façon, la conductivité augmente progressivement en saison, jusqu'aux deux épisodes de crue, qui font chuter cette dernière. Le 30/8 à 10h50, la valeur enregistrée : 100.6 µS/cm est comparable à celle du prélèvement à la main à cette même heure (100 µS/cm). On observe également que la conductivité la plus faible est atteinte quelques heures après le pic de crue.



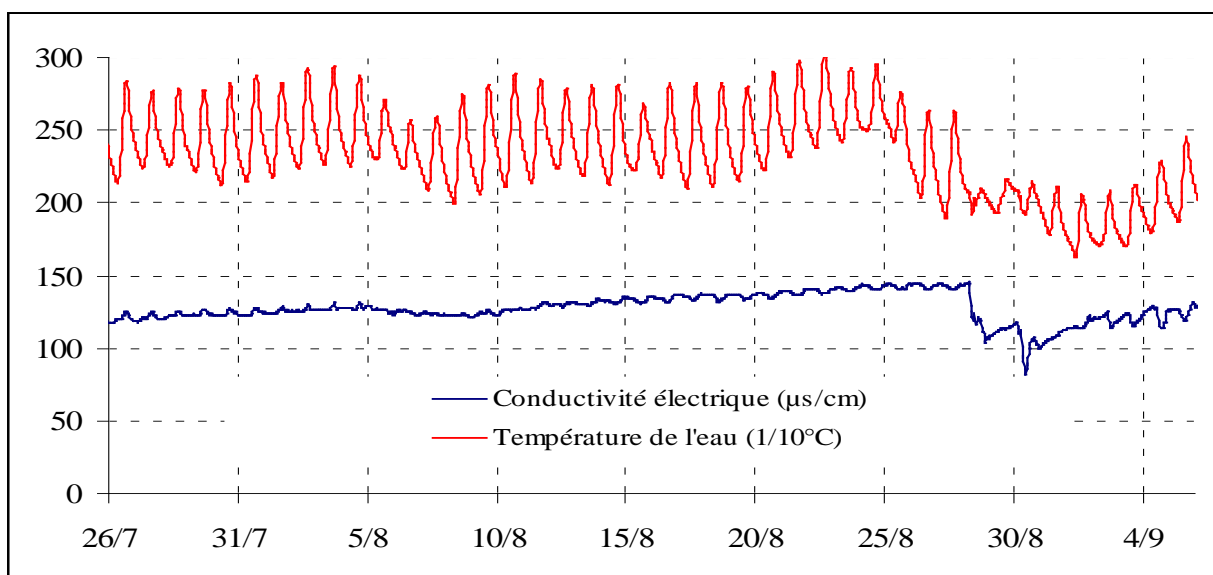


Figure 59 - Variations de la conductivité électrique et de la température de l'eau au niveau de la station d'étiage sur le Gardon d'Anduze à Peyrolles.

L'information fournie par les mesures instantanées au moment du prélèvement est ainsi considérablement enrichie, par l'utilisation de données prises sur un court pas de temps, ici la demi-heure.

Enfin, à titre d'exemple, la figure 60 représente les variations des mêmes paramètres ainsi que l'oxygène dissous lors des premières crues d'octobre à Valescure aval. La recharge hydrique du bassin s'accompagne d'une diminution progressive de la conductivité électrique de l'eau (121 µS/cm le 23 octobre), avec une corrélation très étroite avec le débit. En même temps, la température de l'eau passe de 12.5 à 14 °C, mais elle ne montre pas de relation avec le débit. Enfin, concernant l'enregistrement de l'oxygène dissous, il est très saccadé, sans doute du fait de la dynamique du cours d'eau, et la présence de bulles d'air au voisinage de la sonde. Les variations journalières sont perceptibles, avec des écarts jour/nuit compris entre 10 et 12 mg/l jusqu'au 20 octobre. Ensuite, les concentrations augmentent pendant la crue du 20, les valeurs étant alors comprises entre 13 et 14 mg/l.

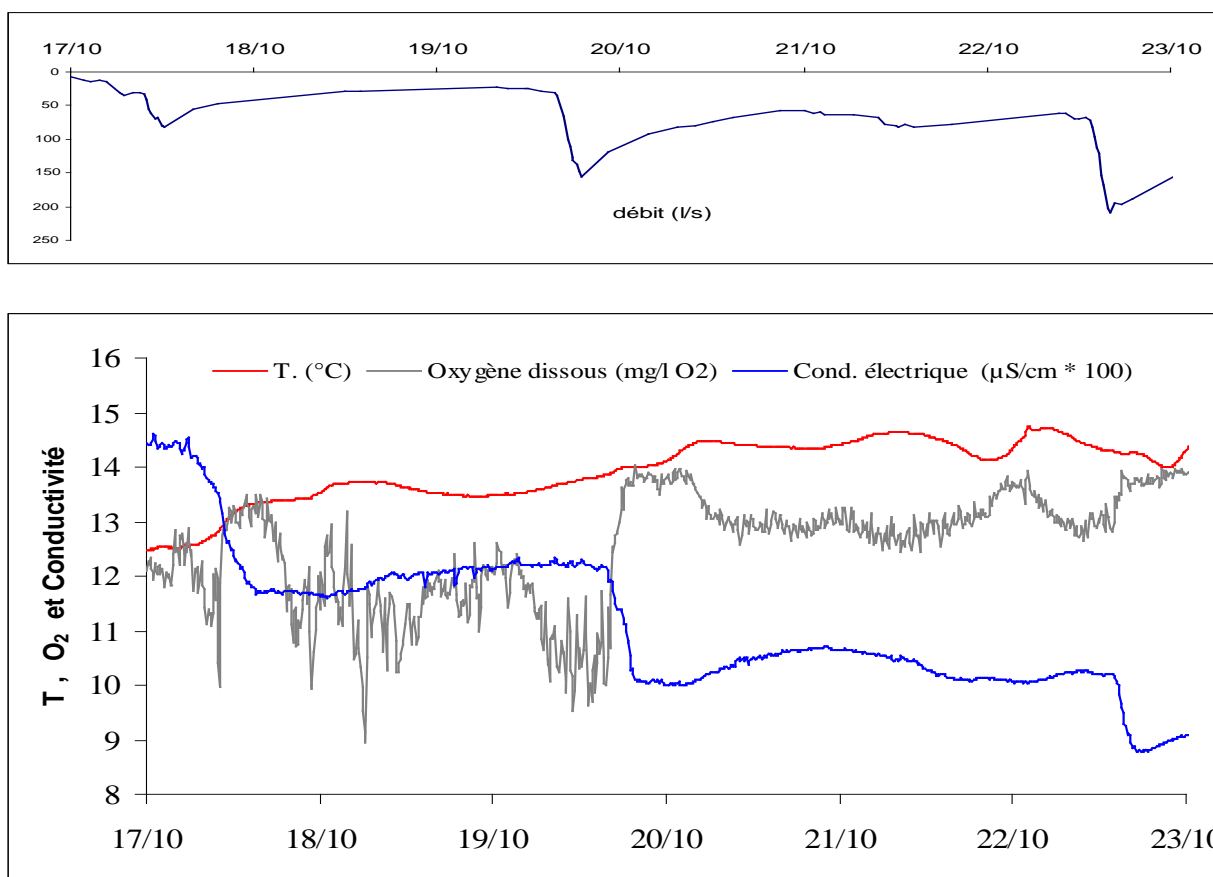


Figure 60- Enregistrement en continu du débit, de la température de l'eau, de la conductivité et de l'oxygène dissous - station de Valescure aval du 17 au 23/10/2012.

3. Suivi des températures de l'eau en continu du Gardon entre Saint André de Valborgne et le pont de Cassagnoles durant l'été 2012.

3.1 Secteur étudié et dispositif

Le dispositif mis en place au cours de l'été a permis de suivre les variations de la température de l'eau du Gardon au pas de temps de 15 minutes durant 48 jours, du 14 juillet au 31 août 2012.

Les sites retenus correspondent au suivi des mesures physico-chimiques (Tab. 19), avec positionnement en zone de courant et en eau morte pour quatre d'entre eux. Les capteurs ont été installés le 13 juillet. Ils ont donné dans l'ensemble entière satisfaction. Un seul a disparu au cours de la campagne, celui en amont du seuil du pont de Lézan.

Tableau 19- Localisation des mesures en continu des températures de l'eau.

N°	site	Km (à la source)	position	contexte
1	St André de Valborgne	7.0	rive droite	baignade Salt
2	St André de Valborgne	11.8	rive droite	niveau STEP
3	Saumane	23.0	rive droite	camping Verdier
4	L'Estrechure	24.8	rive droite	aval STEP
5	Peyrolles (Arenas)	30.6	rive gauche	zone morte
6	Peyrolles (Arenas)	30.6	milieu	zone vive
6	Massies	40.0	rive droite	zone morte
7	Massies	40.0	rive droite	zone vive
8	Tornac(La Madeleine)	52.0	rive droite	zone morte
9	Tornac (La Madeleine)	52.0	rive gauche	zone vive
10	Pont de Lezan (pile)	58.0	rive gauche	berge, zone morte
11	Pont de Lezan (seuil)	58.0	milieu	zone vive
12	<i>Pont de Lezan (amont seuil)</i>	58.0	milieu	zone ralentie
13	Pont de Cassagnoles	65.0	rive droite	berge

Le système utilisé, des thermo-boutons de la marque Proges-plus-système low-cost développé pour contrôler les températures en chambre froide, comparable à des piles bouton de 15 mm de diamètre a été préalablement testé sous abri météo. Les résultats obtenus ont une précision de 0.1 °C et fournissent des valeurs comparables à celles du thermomètre à mercure.



Photo 7- Thermo-bouton et dispositif de récupération des données.

Les 13 thermo-boutons ont été fixés sur des pierres d'une vingtaine de centimètre, de façon à les retrouver plus facilement, et retournées dans l'eau.

3.2 Résultats

3.2.1 Les sites de Saint-André de Valborgne à Peyrolles au pont d'Arénas



Photo 8 - St André de Valborgne amont

Photo 9 - aval (sous la STEP) (baignade de SALT)



Photo 10- Saumane (camping Verdier)



Photo 11 - l'Estrechure (aval STEP)



Photo 12 - Arenas à Peyrolles Rive gauche



Photo 13 - Arenas - milieu du Gardon

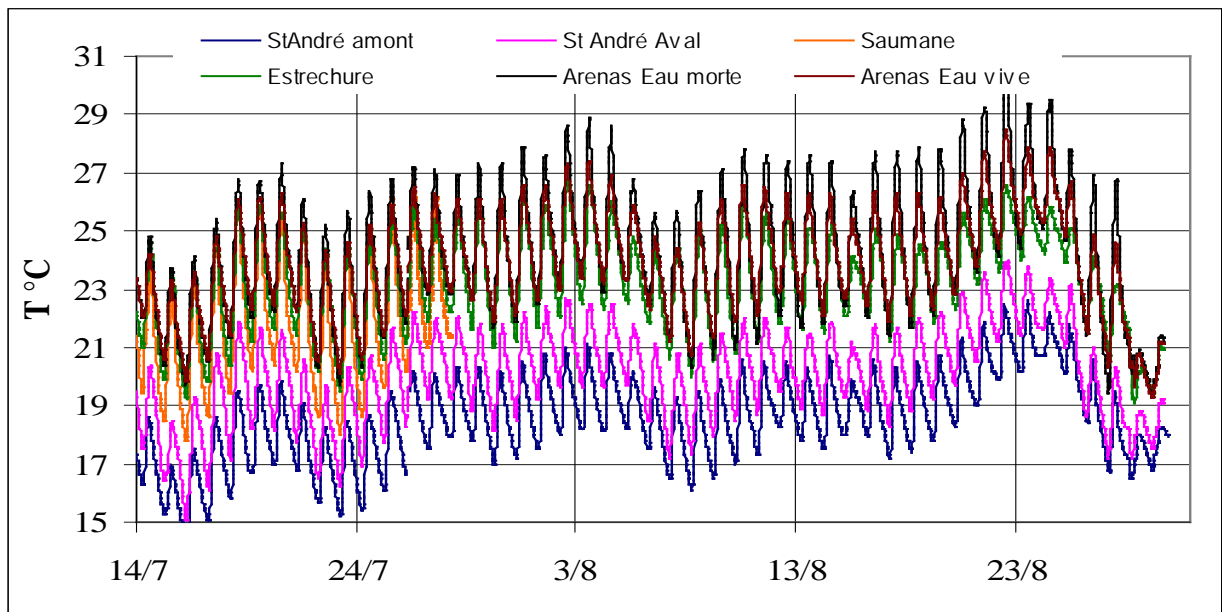


Figure 61- Evolution des températures de l'eau entre St André de Valborgne et Peyrolles.

Tableau 20- Température mini, maxi et moyennes de l'eau (T en °C) au cours des deux périodes allant du 14/7 au 5/8 (série a) et du 6/8 au 31/8/2012 (série b) (série allant du 14 au 29/7 à Saumane).

°C	St André amont	St André aval	Saumane	Estrechure	Pont Arenas Eau morte	Pont Arenas Eau vive
a- min	14,3 16/7/12 6:13	15,1 16/7/12 6:15	17,8 16/7/12 5:46	19,2 16/7/12 6:31	19,7 16/7/12 6:16	19,8 16/7/12 6:01
a- max	21,1 3/8/12 13:30	22,7 2/8/12 14:00	26,7 26/7/12 14:24	26,7 2/8/12 15:01	28,9 3/8/12 14:46	27,4 3/8/12 14:31
moyenne	18,01	19,7	22,8	23,1	24,0	23,7
b-min	16,1 31/8/12 6:30	16,1 31/8/12 7:00		18,5 31/8/12 6:31	18,1 31/8/12 7:01	18,0 31/8/12 7:01
b- max	22,6 23/8/12 14:15	24,0 22/8/12 16:15		26,6 22/8/12 15:01	30,1 22/8/12 14:01	28,5 22/8/12 14:31
moyenne	18,94	20,3		23,1	24,1	23,8

Les températures augmentent progressivement de l'amont vers l'aval (Fig. 61). La chronique présente deux maxi, un premier le 3/8 et le second le 23/8 (Fig. 61). La première période montre un réchauffement progressif jusqu'au 5 août suivi d'un rafraîchissement (25 mm de pluie les 5-6/8 ; baisse des températures de l'air), suivi d'un réchauffement d'ensemble jusqu'au 23/8, enfin, un net rafraîchissement (lié aux pluies du 28 et du 30/8 : 63 et 34 mm). Les variations sont en accord avec les températures de l'air sous abri enregistrées au château de Valescure : mini de la période : 11.5 le 16/7 et maxi 36.7 le 21/8 à 14h20.

Les températures enregistrées sont synchrones entre les stations (Fig. 61 et Tab. 20), et les valeurs moyennes des capteurs en eau vive et ceux qui sont et en eau morte à Peyrolles ont des écarts très faibles. Les écarts de température pris entre le site de St André de Valborgne et l'Arenas à Peyrolles (sont compris entre 5.5 °C (min) et 6.3 °C (max) au cours de la première période, de 1.9 °C (min) et 5.9 °C max).

Selon le site, à St André de Valborgne, on compte 12 jours en amont et 34 jours en aval pour lesquels la température journalière reste supérieure à 18 °C, à l'Estrechure, 39 jours > 20 °C et à l'Arenas, 25 jours > 25 °C (45 jours >20 °C).

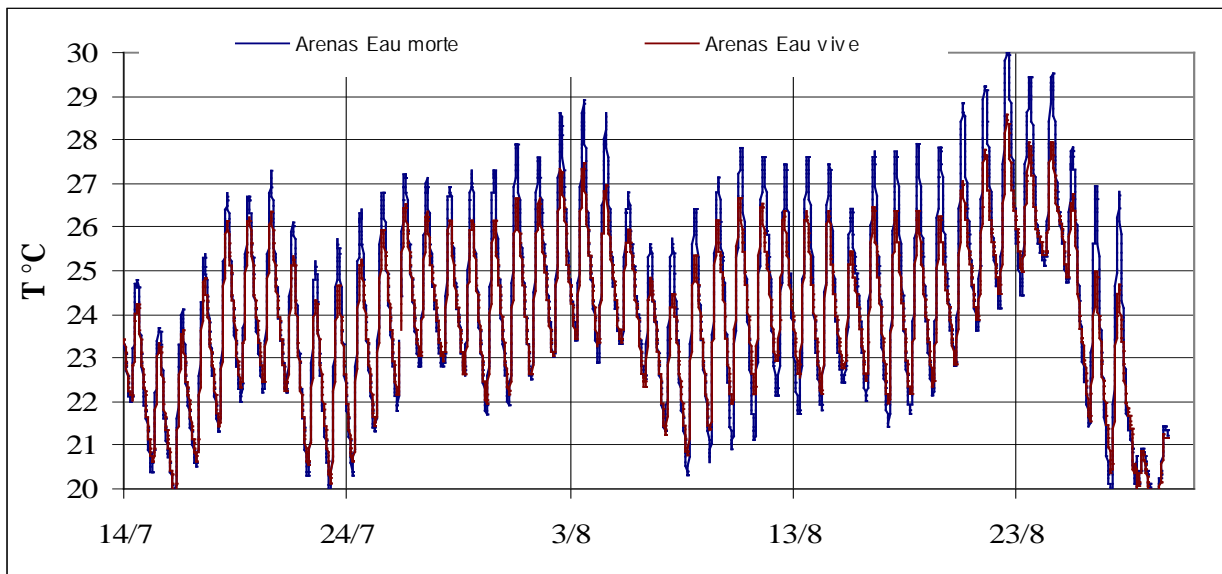


Figure 62- Evolution des températures de l’eau au pont d’Arenas à Peyrolles.

A Peyrolles, l’écart entre le site en eau morte et celui en eau vive montre plus de différence sur les maxi, qui sont toujours plus élevés dans la partie déconnectée, et qui sont compris entre 0.5 °C le 15/7, 1.1 °C le 3/8 et 1.8 °C le 20/8. Pour le mini, l’écart est plus faible (plus frais dans la partie morte), et compris entre -0.3 °C le 18/7 et -1 °C le 10/8.

3.2.2 Le site du pont de Massies



Photos 14 et 15- le site du pont de Massies.

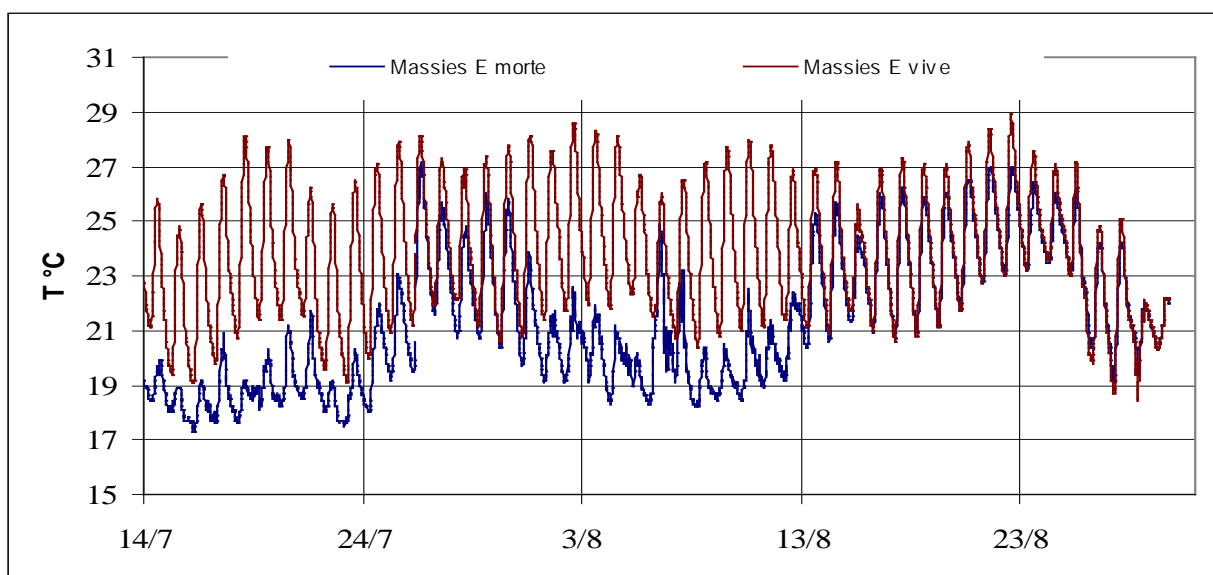


Figure 63- Evolution des températures de l'eau au pont de Massies.

L'enregistrement au niveau de la zone déconnectée montre des variations assez chaotiques et des écarts importants avec le site en eau vive jusqu'au 13 août. Les valeurs moyennes jusqu'à cette date sont de 20.2 °C en eau morte et de 23.8 °C en eau vive. Les écarts sur les amplitudes journalières sont très forts (jusqu'à 6 °C), et ne peuvent provenir que d'un mauvais fonctionnement du capteur. Après le 13 août, les températures des deux sites sont nettement plus proches (écart entre les deux moyennes de 0.5 °C), avec des mini plus faibles, et des maxi plus élevés en eau vive.

Tableau 21- Température mini, maxi et moyennes de l'eau (T en °C) au cours des deux périodes allant du 14/7 au 5/8 (série a) et du 6/8 au 31/8/2012 (série b).

°C	Massies Eau morte	Massies Eau vive	Madeleine Eau morte	Madeleine Eau vive	Lézan pile pont	Lézan seuil	Cassagnoles
a- min	17,3 16/7/12 6:16	19,1 16/7/12 5:00	20,0 15/7/12 6:31	18,5 3/8/12 20:46	19,0 16/7/12 4:45	21,3 16/7/12 8:01	20,9 16/7/12 7:30
a- max	27,2 26/7/12 15:15	28,6 2/8/12 14:46	26,7 2/8/12 19:16	27,4 3/8/12 15:01	25,8 26/7/12 12:15	27,1 26/7/12 12:31	29,1 26/7/12 17:30
moyenne	20,2	23,8	23,8	23,2	23,7	24,8	25,4
b-min	18,7 28/8/12 9:01	18,4 28/8/12 9:01	20,4 31/8/12 9:16	17,7	20,6 31/8/12 15:46	19,9 31/8/12 6:31	19,4 31/8/12 12:01
b- max	27,0 22/8/12 14:45	28,9 22/8/12 14:01	27,1 22/8/12 17:01	27,1 11/8/12 15:16	26,4 22/8/12 22:01	27,5 23/8/12 0:31	29,5 22/8/12 16:16
moyenne	23,1	23,5	24,1	20,9	24,2	25,2	25,8

3.2.3 Le site de la Madeleine



Photo 16 - La Madeleine (Tornac) - eau morte

Photo 17- La Madeleine - eau vive

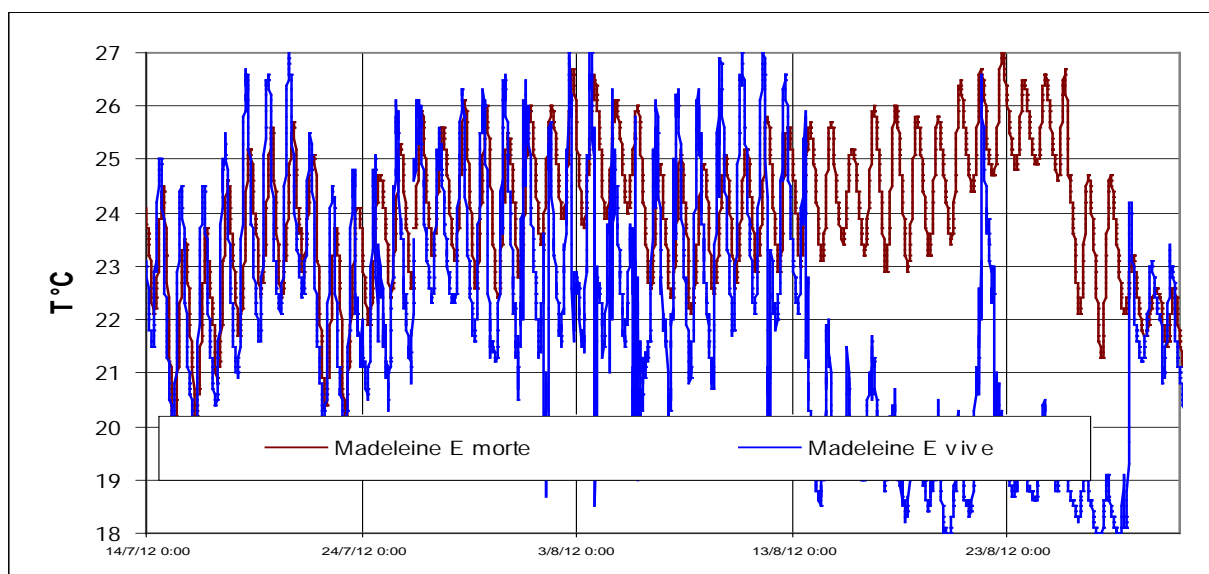


Figure 64- Evolution des températures de l'eau au site de la Madeleine du 14/7 au 31/8/2012.

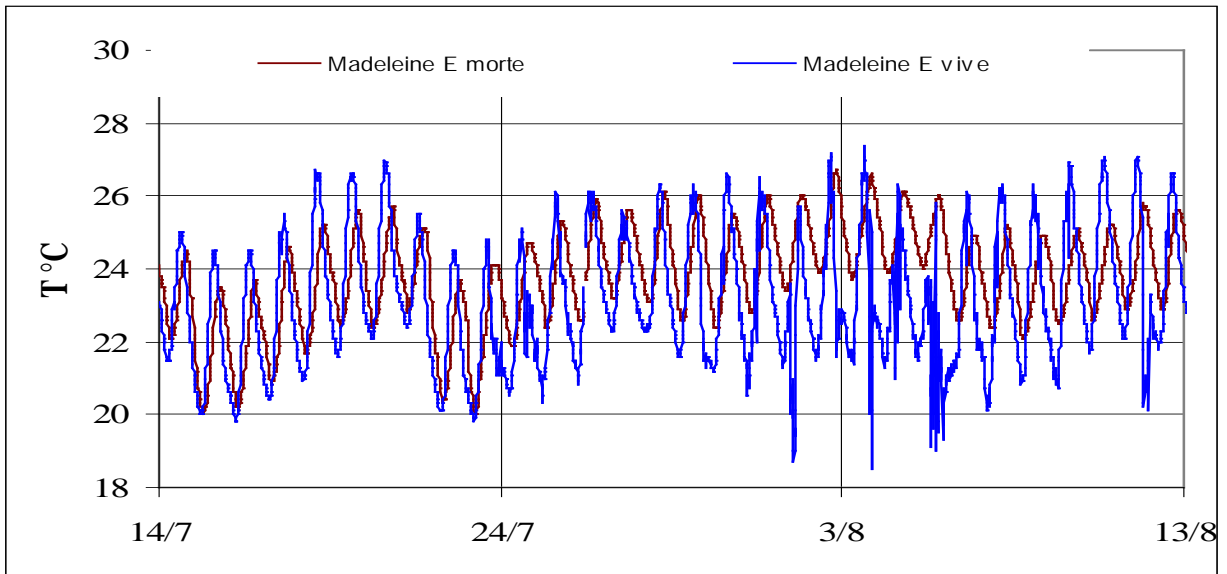


Figure 65- Evolution des températures de l'eau au site de la Madeleine du 14/7 au 13/8/2012.

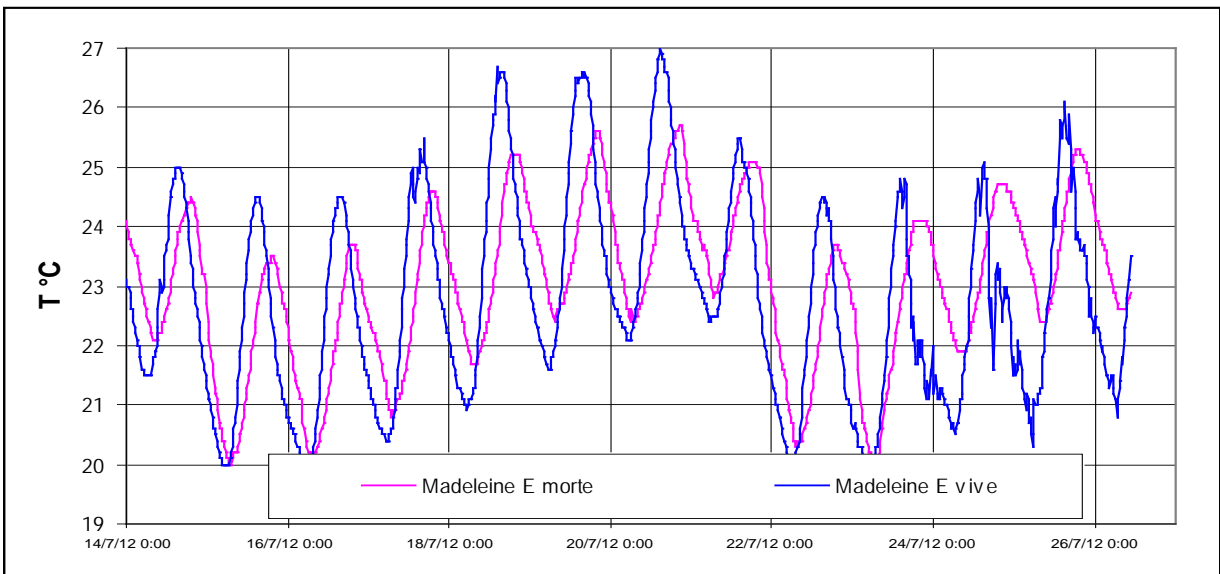


Figure 66- Evolution des températures de l'eau au site de la Madeleine.

La figure 65 montre un décrochement de la courbe des températures dans le contexte eau vive à partir du 13/8 à 15h15 et jusqu'au 21 août à 18h16, puis jusqu'au 28/8 à 8h48, date à laquelle les deux courbes sont à nouveau très proches.

La sonde placée dans le courant a mal fonctionné, sans doute à la fois à cause d'une faiblesse du capteur et suite au déplacement de la pierre support (trouvée au centre du cours d'eau lors du démontage).

En prenant comme la partie exploitable le tronçon allant du 14 juillet au 13 août, on constate que les températures moyennes sont supérieures de 0.6 °C dans la partie eau morte, le mini y est plus fort de 1.5 °C , et le maxi plus faible de 0.7 °C.

Un déphasage quotidien entre les deux courbes est bien visible (Fig. 66). En l'absence de crue, les maxi et les mini sont atteints entre 1h15 et 1h45 plus tôt en eau vive en juillet. A la fin du mois d'août, le refroidissement et le réchauffement sont plus tardifs, de 2 à 3h dans la vasque.

3.2.4 Le site du pont de Lézan



Photo 18- Lézan (pile) Rive gauche



Photo 19- Le seuil

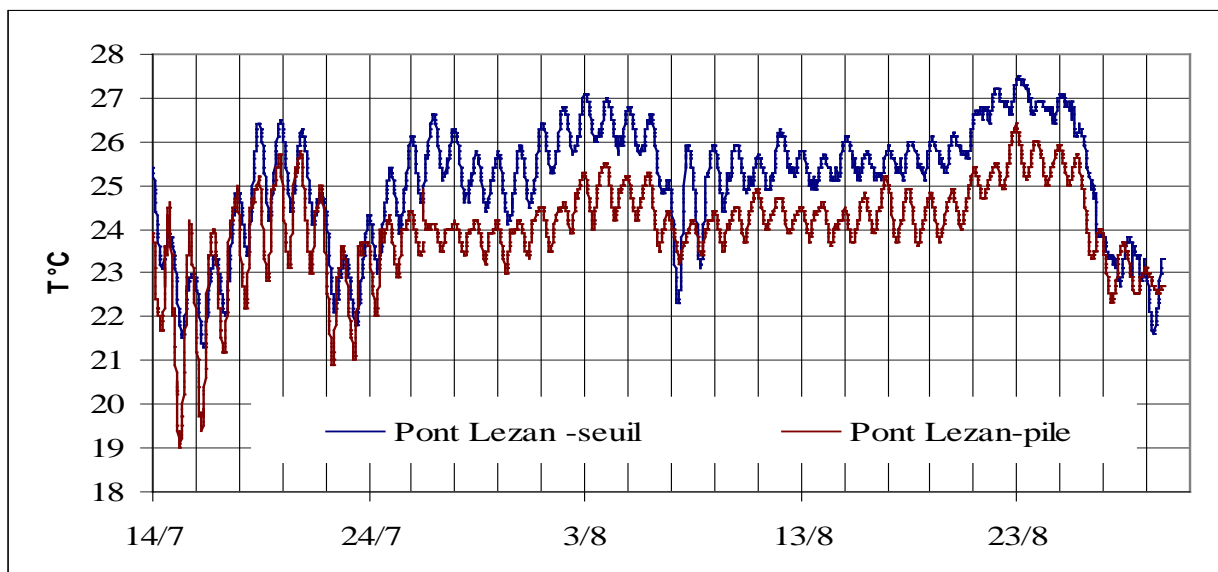


Figure 67- Evolution des températures de l'eau du Gardon au pont de Lézan du 14/7 au 31/8/2012.

Les deux sondes fonctionnent plutôt bien, même si celle placée en berge, en rive gauche au niveau de la pile du pont, à 0.60 mètre de profondeur est moins sensible après le 13 août (Fig.67). Celle placée au niveau du seuil est recouverte par un mince filet d'eau, et sujette à la curiosité des baigneurs.

Tout comme à la Madeleine, jusqu'au 6 août, les eaux calmes montrent des amplitudes journalières plus modérées. Les eaux sont plus chaudes au niveau du seuil. Jusqu'au 6 août, la moyenne y est de 24.8 °C contre 23.7 au niveau de la pile du pont, (Tab. 21), les mini et maxi sont aussi plus élevés. Ensuite, les eaux toujours plus chaudes d'un degré en moyenne jusqu'au 28/8, date à laquelle une petite crue harmonise les températures sur l'ensemble de la section.

Le réchauffement plus tardif de la température de l'eau sous la pile entraîne un déphasage de 2 à 3 heures en juillet par rapport à l'eau qui passe au seuil (Fig. 68). Il s'estompe ensuite et disparaît dès le début du mois d'août.

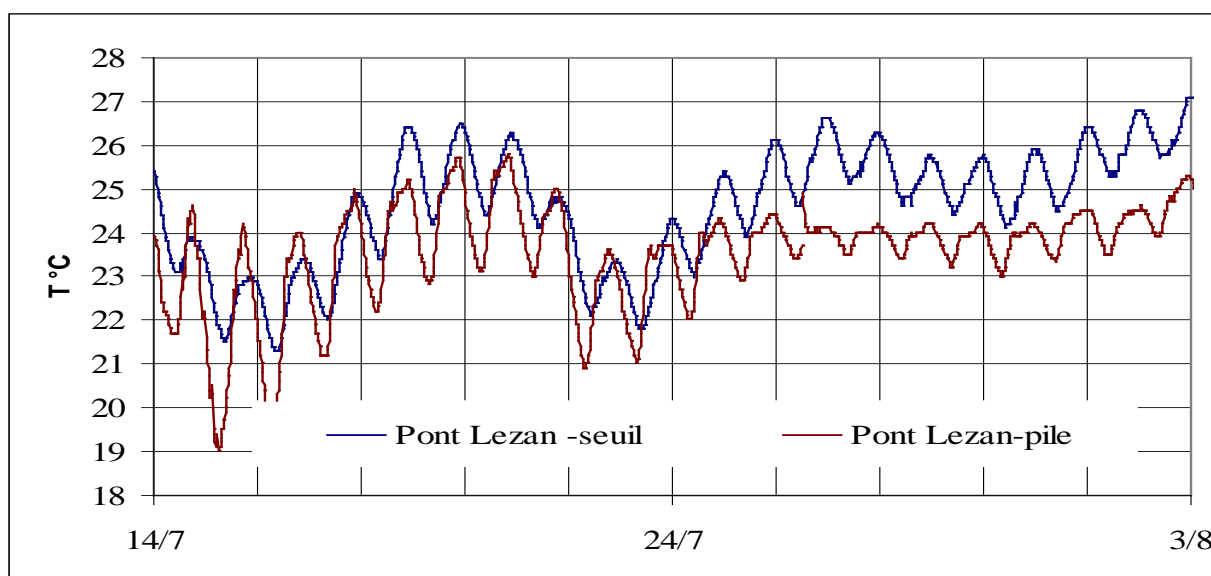


Figure 68- Evolution des températures de l'eau du Gardon au pont de Lézan du 14/7 au au 3/8.

3.2.5 Le site du pont de Cassagnoles

Le point le plus bas inventorié pour cette étude se situe sur la D106, au pont de Cassagnoles, juste après la confluence avec le Gardon d'Alès.

Les eaux y sont très peu mobiles dès le 13 juillet, avec un envahissement important par les algues sur toute la section. Au niveau où la sonde est placée, la tranche d'eau est de 60 cm environ.



Photo 22- Site du pont de Cassagnoles - 13/7/2012.

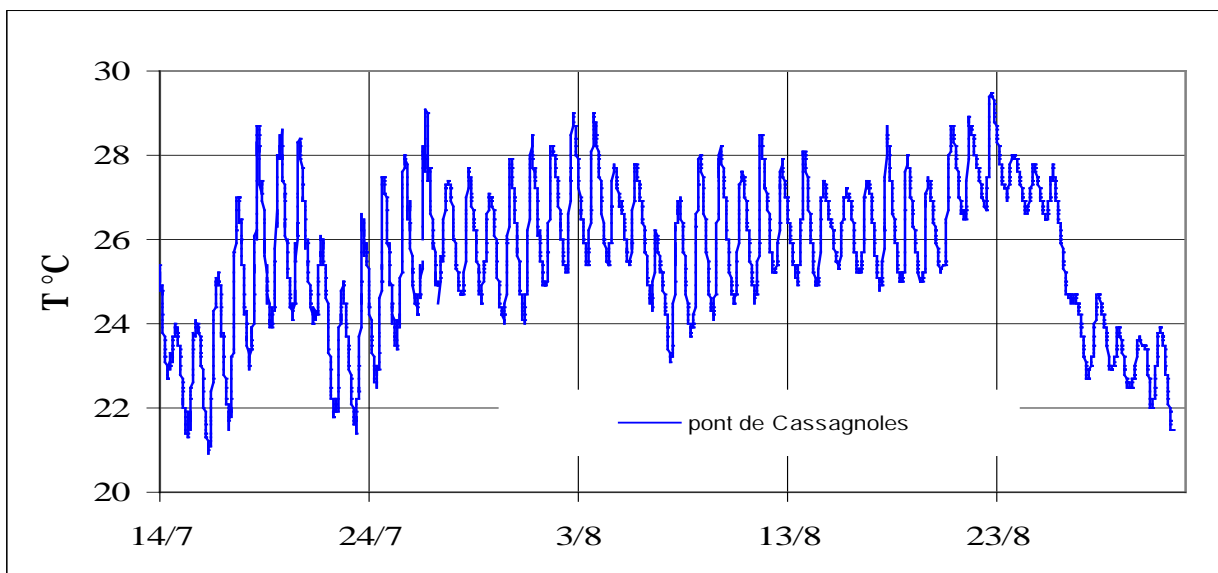


Figure 69- Evolution des températures de l'eau du Gardon au pont de Cassagnoles du 14/7 au 31/8/2012.

A ce dernier point, les eaux sont très chaudes. La moyenne est de 25.4 °C jusqu'au 5 août et 25.8 °C du 6 au 31. Les mini sont à peine inférieurs à 19°C, tandis que les maxi dépassent 29 °C (29.5 °C le 22/8 à 16h16).

Conclusion de la deuxième partie

En 2011, le suivi de qualité des eaux effectué entre le 7 juillet et le 21 août a permis de :

- **Fixer le protocole : sites de prélèvements, fréquence hebdomadaire, test du matériel, qui a subi peu de modifications en 2012.**
- **Fixer des limites aux mesures faites avec le matériel de terrain (répétitivité).**
- **Repérer les gammes de variation des paramètres analysés (conductivité, pH, nitrates), et constater que les eaux sont dans l'ensemble de bonne qualité.**
- **Faire des recommandations portant sur un renforcement des contrôles pour les paramètres qui suivent des variations quotidiennes notables (température de l'eau, oxygène dissous).**

En 2012, **10 campagnes portant sur 11 points de mesure ont été menées, entre le 26 juin et le 6 septembre**, dans des conditions marquées par un **étiage s'aggravant au fil du temps jusqu'au 27 août**. Les **crues du 28 et du 30 août** ont modifié les conditions d'écoulement, en accélérant la vitesse de l'eau et en augmentant la charge organique et minérale transportée par le cours d'eau.

Les eaux des sites échantillonnés sur le Gardon d'Anduze restent **dans l'ensemble de bonne qualité**, même si on note une dégradation progressive de la qualité, de l'amont vers l'aval.

Durant l'été 2012, plusieurs paramètres **marqueurs de la charge organique** (DBO, DCO, COT, nitrates, ammonium) et d'apports d'eau domestiques (DBS) sont notés à **des teneurs parfois déclassantes** selon la grille SEQ-eau.

Les parties échantillonnées les plus en amont ne sont pas indemnes de traces liées à l'activité anthropique, elles présentent même les concentrations les plus fortes en nitrates dans plusieurs prélèvements.

La partie aval à partir du pont de Lézan est nettement dégradée (ammonium notamment), traduisant des apports supplémentaires de rejets mal traités. Elle est aussi celle qui présente très tôt en saison des **efflorescences d'algues très développées**.

L'échantillonnage **réalisé le 30 août a fourni des concentrations bien supérieures aux moyennes** calculées sur les 10 séries échantillonnées. Réalisé quelques heures après le pic de crue (4 à 9 h selon les sites, 6 h à Peyrolles, à 10h50), il a été l'occasion de repérer le **passage d'un flux d'eau chargé en matière organique et en résidus de lavage** (DBS). S'il n'est pas possible d'indiquer l'origine de ces apports, il est possible de calculer un temps moyen de progression de l'écoulement du Gardon, marqué par ces eaux sales. La vitesse moyenne de l'écoulement du 30 août est estimée à 0.8 m/s (en prenant en compte les 18 km séparant St André et Peyrolles, et en imaginant le débordement par saturation de la STEP à l'heure du pic de crue (4h40). Le même calcul donnerait des vitesses de 0.32 m/s pour Saumane et 0.27 m/s pour l'Estrechure, ce qui est peu réaliste).

La campagne 2012 aura permis de donner quelques **statistiques étayées sur 10 campagnes hebdomadaires et sur 11 stations réparties sur 65 km** (Tab. 22 à 24), en complément des mesures réalisées par le réseau de suivi départemental.

La mise en place de **capteurs de température de l'eau** a permis de **suivre en continu l'évolution des températures de l'eau en 11 points du Gardon jusqu'au pont de Cassagnoles durant 45 jours**. On a pu ainsi recueillir, dans des conditions satisfaisantes et à moindre coût, une information précieuse pour la vie du cours d'eau.

On retiendra en particulier :

- que seul le tronçon amont (7km de la source), présente des eaux fraîches (il n'y a que 12 jours en amont et 34 jours en aval pour lesquels la température journalière reste supérieure à 18 °C). A l'aval de St André, la moyenne est très proche de 20°C.
- dès Saumane, on compte en 45 jours 39 jours à T> 20°C.
- le réchauffement d'ensemble au cours de l'été 2012 a été de 5.3 °C entre Saint André de Valborgne amont et Peyrolles au pont d'Arenas pour les eaux vives (0.23 °C/km sur 23 km).
- il a été seulement 0.3 °C entre le pont de Massies et celui de Cassagnoles.

- que le réchauffement de l'eau déconnectée du cours est variable selon les sites : -0.3 °C au pont de l'Arenas, et +2 ° à la Madeleine. Au seuil de Lézan, où la lame d'eau est très faible, l'eau est plus chaude d'un degré par rapport à celle de la retenue au niveau de la pile du pont.

Les eaux les plus chaudes ont été relevées au site le plus aval, à Cassagnoles. Les températures sont supérieures à 28 °C pendant 19 jours de l'été 2012. Elles ont égalé ou dépassé les 29 °C durant 4 jours.

Les premières **mesures en continu de conductivité électrique de l'eau** réalisées sur le Gardon de St Jean à la station d'étiage de Peyrolles donnent des résultats intéressants, même si le capteur devra être changé par la suite (mauvaise plage de mesure, pas de correction de température). Un système moins onéreux (sonde CT DIVER de SDEC) permettant à la fois la mesure du niveau, de la température et la conductivité de l'eau mériterait d'être déployé.

Enfin, l'enregistrement de l'oxygène dissous, testé sur le ruisseau de Valescure, est possible dans de bonnes conditions d'eaux calmes, conditions qui prévalent durant l'étiage.

Tableau 22- Teneurs moyennes mesurées durant la campagne 2012 (série du 30/8 en crue, non prise en compte).

Site	T °C	pH	Conductivité µS/cm	DO %	O ₂ mg/l	COT mg/l C	DBS mg/l	DCO mg/l O ₂	DBO mg/l O ₂	Cl- mg/l Cl	NO ₃ mg/l NO ₃	SO ₄ mg/l SO ₄
St André (amont)	16,9	7,5	99	120	10,5	1,6	1,1	2,2	1,4	3,0	1,1	9,5
St André (aval)	18,2	7,5	107	119	10,0	1,8	1,4	2,4	1,7	3,6	1,7	10,2
Saumane	20,2	7,6	115	142	9,8	1,7	0,9	2,9	1,5	3,3	0,5	13,3
Saumane camping	20,4	7,6	111	123	9,9	1,6	0,9	3,5	1,8	3,4	0,6	13,0
L'Estrechure	21,5	7,5	117	123	10,1	1,5	0,9	2,5	1,3	3,4	0,5	13,3
Peyrolles Arenas	22,5	7,5	120	125	10,2	1,7	0,7	2,4	1,2	3,3	0,4	13,2
Massies	22,6	7,9	251	119	9,9	1,2	0,5	1,8	0,8	5,8	0,4	46,0
Anduze Camp. l'Arche	23,3	7,8	244	129	10,6	1,4	0,6	2,7	1,5	5,7	0,4	42,3
La Madeleine	23,5	8,1	279	123	10,0	1,2	0,1	2,6	1,1	6,9	0,6	52,9
Lézan	24,3	8,0	323	122	9,9	1,3	0,7	2,7	1,3	7,7	0,6	54,1
Vézenobres	24,5	8,0	426	119	9,7	1,5	0,7	2,2	1,4	14,0	0,3	111,7

Tableau 23- Teneurs minimales mesurées durant la campagne 2012 (série du 30/8 non prise en compte).

Site	T	pH	Conductivité (µS/cm)	DO	O ₂	COT	DBS	DCO	DBO	Cl-	NO ₃	SO ₄
St André (amont)	15,1	6,8	82	96	7,7	1,4	0,7	0,5	0,5	2,6	0,8	8,0
St André (aval)	15,8	6,9	89	101	8,1	1,2	0,9	0,6	0,7	3,2	1,3	8,7
Saumane	18,3	7,2	88	95	7,7	1,4	0,5	1,1	0,5	3,0	0,3	11,4
Saumane camping	18,5	7,2	99	96	7,7	1,0	0,5	0,7	0,6	2,9	0,4	11,6
L'Estrechure	19,2	7,1	99	95	7,6	1,0	0,6	0,5	0,6	3,0	0,2	11,5
Peyrolles Arenas	19,7	7,3	103	110	8,9	1,5	0,5	0,5	0,5	1,4	0,2	11,6
Massies	20,7	7,6	192	82	6,7	1,0	0,5	0,7	0,5	4,6	0,4	30,3
Anduze Camp. l'Arche	21,1	7,6	205	101	8,1	1,3	0,5	0,7	0,5	5,0	0,2	33,4
La Madeleine	20,9	7,7	230	95	7,7	1,0	0,1	0,1	0,1	5,2	0,3	38,7
Lézan	22,3	7,6	252	99	8,0	1,0	0,6	0,5	0,5	5,5	0,3	37,5
Vézenobres	21,8	7,8	294	98	7,9	1,0	0,5	0,5	0,6	8,2	0,1	63,8

Tableau 24- Teneurs maximales mesurées durant la campagne 2012 (série du 30/8 non prise en compte).

Site	T °C	pH	Conductivité µS/cm	DO %	O ₂ mg/l	COT mg/l C	DBS mg/l	DCO mg/l O ₂	DBO mg/l O ₂	Cl- mg/l Cl	NO ₃ mg/l NO ₃	SO ₄ mg/l SO ₄
St André (amont)	20,5	7,9	123	151	13,8	1,8	1,5	5,1	2,5	3,5	1,6	12,0
St André (aval)	21,6	7,9	128	147	12,5	2,1	2,0	5,2	3,0	4,3	3,5	12,0
Saumane	22,7	7,9	133	312	11,9	1,9	1,0	4,7	3,7	3,7	1,1	15,3
Saumane camping	21,2	8,1	127	153	13,4	2,1	1,4	5,6	3,1	4,5	1,0	14,6
L'Estrechure	23,9	7,9	140	152	12,8	2,0	1,0	5,2	2,8	3,9	0,7	15,7
Peyrolles Arenas	25,3	7,8	142	153	13,3	1,9	0,8	5,2	2,8	4,1	0,6	15,8
Massies	23,8	8,6	292	145	12,6	1,4	0,6	4,3	2,1	7,0	0,4	58,4
Anduze Camp. l'Arche	25,0	8,3	299	147	12,5	1,6	0,7	4,5	2,3	6,7	0,6	56,0
La Madeleine	25,1	8,7	335	149	12,8	1,4	0,1	4,2	1,7	8,6	1,0	67,8
Lézan	25,8	8,7	432	142	11,8	1,6	0,7	4,7	2,4	10,9	0,9	86,0
Vézenobres	26,5	8,3	543	162	12,3	1,8	0,8	5,6	2,6	19,5	0,6	163,1

Troisième partie :

Premières recherches

concernant la prolifération des algues

3.1 Détermination des conditions physico-chimiques favorables au développement algal

Le bureau d'étude Aquascop a identifié l'espèce d'algues retrouvée dans les efflorescences récentes sur les Gardons, il s'agit de *Cladophora sp.* Si nous menons une réflexion géographique basée sur les facteurs favorisant leur présence, nous savons d'après la bibliographie qu'elles sont sensibles au courant qui peut les arracher à leur substrat rocheux et les faire dériver vers l'aval (mode de diffusion). Leur habitat de prédilection serait selon Peltre et *al.* (2002)¹ des cours d'eau calcaire ou marno-calcaire (c'est le cas après Saint-Jean du Gard), des radiers peu profonds, bien éclairés, à granulométrie grossière, et à courant modéré, où la température de l'eau peut croître rapidement. Elles se complaisent dans une eau alcaline pH>7, et bien minéralisée (Collectif, 1997)², et se contentent de quelques µg/l de nitrates, leurs cellules pouvant stocker le phosphore, de sorte qu'aucun des deux (nitrates & phosphates) n'est un facteur limitant. A noter que le bore (présent dans les détergents et les lessives), le zinc et certaines vitamines B1 et B12 seraient indispensables à leur croissance.

La *Cladophora* peut se présenter sous divers aspects (polymorphisme) tels que des filaments, ou bien encore des « boules » suivant les conditions physico-chimiques des biotopes dans lesquels elle se développe. Une autre espèce d'algues, les *Vaucheries*, est souvent associée à *Cladophora*, d'un

¹ M-C., Peltre et *al.*, 2002, Les proliférations végétales aquatiques en France : caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices, Bulletin Français de Pêche n°365/366, 237 :258.

²Collectif, 1997, Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. Synthèse bibliographique *in* Les études de l'agence de l'eau n°68, 199p.

aspect brun elles forment des coussinets qui peuvent être fixés sur le substrat, sur les macrophytes, voire sur les cladophores. Les cladophores se fixent grâce à des rhizoïdes (sorte de « racines » qui prennent la forme d'un « poil ») (Figure 73).

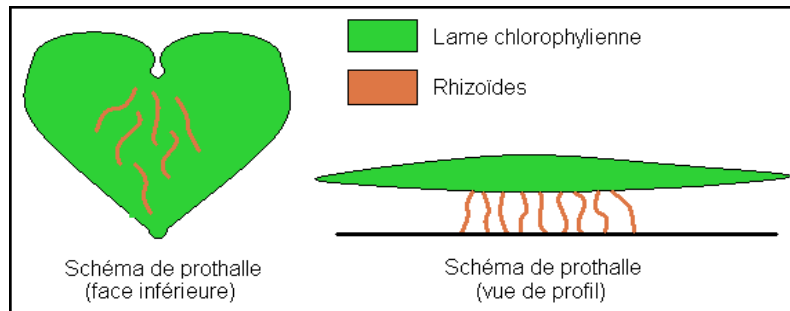


Figure 70- Mécanisme de fixation des cladophores.

A partir de cette base de nouvelles pousses peuvent démarrer, leurs filaments associés à des turbulences peuvent les détacher de leur substrat et les faire dériver le long du cours d'eau jusqu'à ce qu'elles rencontrent un milieu moins perturbé où elles pourront de nouveau se fixer. Leur cycle de production est généralement bimodal. En effet, selon Whitton (1970)³ « Au printemps les filaments résiduels, à parois épaisses qui ont passé l'hiver démarrent la production de branches supérieures. Cette espèce se développe rapidement pour de fortes intensités lumineuses et une température de l'eau atteignant 10°C. La croissance est alors maximale durant l'été. Au cours de l'été, quelques cellules peuvent produire des zoospores qui s'installent sur les rochers et produisent de nouveaux filaments générant ainsi une bonne partie de la biomasse automnale. Puis, les biomasses régressent et le taux de croissance végétative se ralentit. A l'automne, il y a généralement une autre période de croissance rapide pouvant donner lieu à des biomasses importantes. A la fin de l'automne les parties supérieures se détachent et les fragments basaux restent fixés (Collectif 1997). De fortes crues printanières peuvent gêner la croissance, de sorte qu'au lieu des 2 pics de production nous n'en ayons qu'un (automne)».

Un fort éclaircissement est favorable à la croissance et à l'apparition de fortes biomasses. Toutefois, la forme encroûtante, formant des coussinets collés aux rochers, peut s'installer en profondeur où la lumière est moins abondante.

Leur présence massive indique souvent une pollution organique ou minérale, de type réseaux d'assainissement à capacité épuratoire insuffisante, car *Cladophora* bioaccumule le nitrate. Une trop grande quantité de *Cladophora* (masse critique) peut engendrer une mortalité de poissons, en raison d'une forte consommation en oxygène dissous durant la nuit, qui provoque leur asphyxie (teneurs nulles en oxygène au petit matin).

Deux nutriments sont à suivre de près : l'azote et le phosphore. L'azote provient de deux sources. Il est rejeté par l'intermédiaire des stations d'épuration sous forme d'azote ammoniacal et de nitrates,

³In Th., Saint Maxent, 2001, Jeu de fiches descriptives des espèces végétales exotiques et indigènes susceptibles de proliférer dans le bassin Artois-Picardie, Mémoire de DESS.

il provient également de son utilisation sous la forme d'engrais. Le phosphore est lui aussi utilisé comme engrais. Sous sa forme phosphates il est répandu principalement sur les sols acides où il est souvent naturellement en trop faible quantité. Le phosphate va lui aussi se retrouver dans les cours d'eau suite au lessivage des sols agricoles. Avant la limitation des lessives phosphatées, les eaux de rivière étaient très enrichies en phosphates *via* les eaux grises non collectées.

D'après Bennion et al (2005)⁴ une concentration en Phosphore supérieure à 10 µg l⁻¹ fait passer un cours d'eau de l'état oligotrophe à mésotrophe, et une concentration supérieure à 35 µg l⁻¹ le fait basculer de l'état mésotrophe à l'état eutrophe. Le phosphore se décompose en phosphore particulaire et phosphore soluble, c'est le phosphore soluble qui est le plus biodisponible, et il est d'autant plus important en période de basses eaux (+67%).

Une partie du phosphore soluble tendrait à se fixer sur les sédiments et à s'y accumuler, il serait remis en suspension lors des forts débits de la fin de l'hiver, ce qui pourrait expliquer le développement algal observé parfois à cette période, alors que les facteurs de lumière, de chaleur sont à ce moment-là très limitants. Mais cela pourrait aussi être le fait de surverses de certaines STEP sous-dimensionnées pour des épisodes de pluies intenses ?

Le rapport N/P semble également jouer un rôle : s'il est de 16 le développement algal est à son maximum, car les deux nutriments sont à leur optimum, au-delà le Phosphore devient limitant (N/P>16), en deçà, c'est le tour des composés azotés (*nota bene* : cette configuration serait quant à elle propice au développement de cyanophycées).

En 2011, dans son travail, Pierre SALOU a testé deux méthodes pour suivre la croissance des algues jusqu'à la phase de bloom. Ces travaux ont été menés au niveau de la station d'étiage de Peyrolles et sous le pont d'Arenas.

3.2 Les méthodes testées

3.2.1 Méthode quantitative par prélèvement

Le but de cette méthode vise à estimer la **vitesse de prolifération des algues** par le repérage de leur croissance fixées sur support naturel, par pesée de l'échantillon recueilli. La méthode a été testée durant l'été 2011 au niveau de la station d'étiage de Peyrolles.

⁴Bennion et al, 2005, *The use of a GIS-based inventory to provide a national assessment of standing waters at risk from eutrophication in Great Britain*. *Science of Total Environment*, 2005, ed. Elsevier 259 : 273.

Les galets de granodiorite (roche dominante dans le lit du Gardon à Peyrolles), qui servent de support de fixation aux algues, sont déposés dans le lit du cours d'eau.

Deux types de placements sont étudiés :

- dans une zone de bloom, pour estimer la croissance des algues au sein d'une colonie.
- à l'interface avec une zone de bloom, afin d'étudier la prolifération du phénomène. Par comparaison, des galets propres sont placés dans des zones sans algue.

Les galets nettoyés de tout substrat sont simplement déposés dans le lit de la rivière. Après dépôt d'algues à la surface de ceux-ci (le temps de développement est à déterminer), ils sont extraits de la rivière puis raclés à l'aide d'une brosse sur une surface de 10 x 10cm afin de prélever les algues (périphyton). Au laboratoire, l'échantillon est placé à l'étuve pendant 24h à 105°C. On obtient ainsi une estimation de la masse sèche. Puis l'échantillon est placé à 550°C pendant 4h afin de calciner la matière organique et ne conserver que la matière minérale. La différence entre les deux pesées permet de corriger la masse des échantillons qui est souvent perturbée par le dépôt de particules minérales fines dans les algues. Il est ainsi possible de définir pour des emplacements connus du cours d'eau **une masse sèche d'algue produite par unité de surface et par unité de temps.**

Cette méthode, bien que très intéressante, devient très lourde dès que la surface de la zone étudiée est étendue. C'est pourquoi elle est ici couplée à une étude basée sur l'imagerie.

3.2.2 Méthode par géo-référencement d'images

Cette méthode vise à déterminer des surfaces occupées par les algues à l'aide d'images (voir annexe).

3.2.3 Couplage avec la PIV

Dans le cas de bloom en rivière, un des principes avancés dans les études précédentes (Bennion *et al.* 2005, Hilton, *et al.* 2006, Gardons 2009) est une possible **corrélation entre l'intensité du courant et la présence d'algues**. Il a donc été mis au point une méthode permettant d'effectuer de façon pratique l'étude de zones suivies régulièrement. Cette méthode consiste à comparer des images prises sous le même angle et à intervalle rapproché. Cette analyse d'image est connue sous le nom de PIV (Particle Image Velocimetry). De courtes séquences de film sont utilisées de façon à choisir une série d'images dont l'intervalle de temps les séparant peut être modifié de façon à optimiser les résultats.

En plus d'un repérage des algues (surfaces occupées) sur un segment de rivière, la prise cinématique est réalisée de façon à déterminer **les vitesses de surface**. Le but recherché étant la définition de vitesses superficielles, exprimées en m/s.

Cette méthode peut être étalonnée par des mesures de vitesse au courantomètre ou par une estimation de la vitesse moyenne par une méthode de jaugeage au sel.

En complément, des photographies du fond de l'eau sont prises à chaque station en vue d'évaluer et surtout comparer la présence et la densité des populations d'algues tout au long de l'étude.

3.2.4 Campagne d'imagerie

Les campagnes d'imagerie ont été multiples. A la station de Peyrolles (choisie pour la multitude des informations détenues) deux couplages PIV ont été effectués. Située en face de la station hydrométrique, la prise vidéo a cependant été conduite dans des conditions d'angles non optimales.

Au niveau du pont d'Arénas, un développement important d'algues a pu être observé dès la fin du mois de juin 2011 (Planche photo 2), sur un bras mort du cours d'eau et s'étendant au reste du cours d'eau.

Deux types de prises de vues ont été réalisés.

- Une prise d'images fixes de façon à évaluer les surfaces occupées par les algues.
- Une prise cinématique. Elle permet d'effectuer l'analyse PIV. A l'issue de ces deux prises de vue, un repérage spatial de points situés près du cours d'eau est effectué au tachéomètre (voir annexe).

3.3 Résultats et discussions

3.3.1 Variations de l'indice de développement algal avec le pH et la température de l'eau.

-Comparaison avec le pH

L'activité biologique est un des facteurs influençant le pH de l'eau. La comparaison avec la concentration en algues a été recherchée. Dans cette optique, la concentration a été définie de manière qualitative, en construisant une échelle de 1 à 5 (1 étant une eau sans algues), présentée dans la Planche 1.

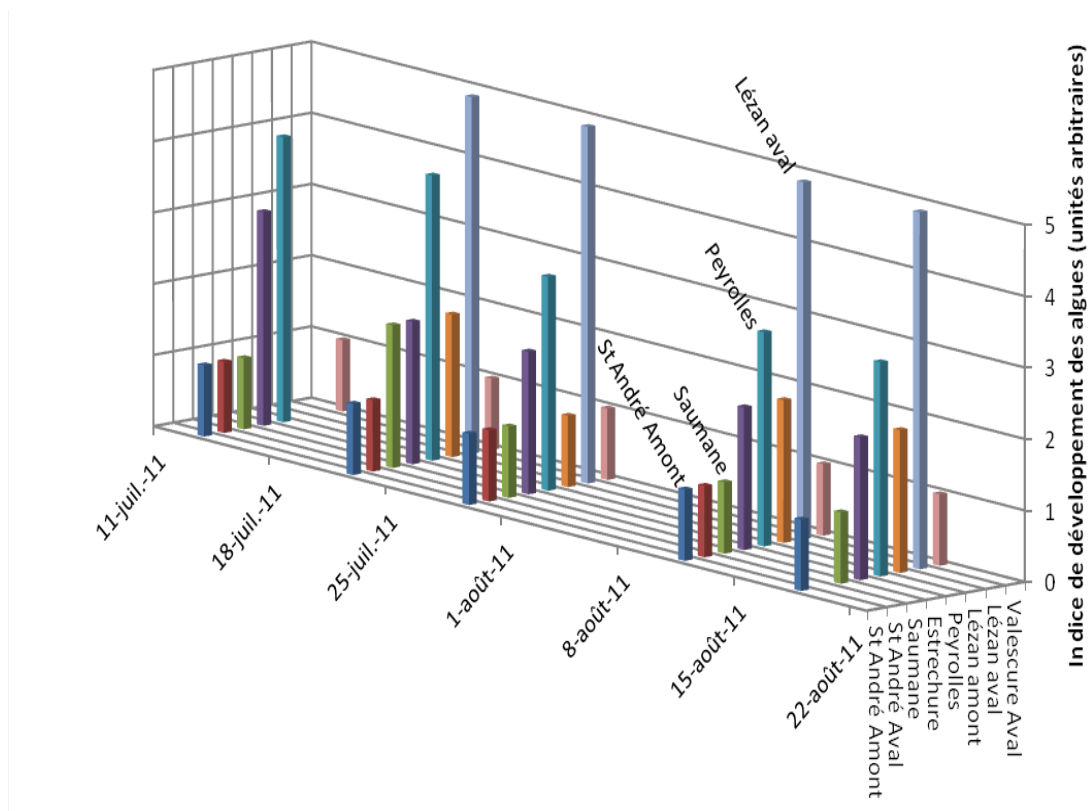


Figure 71- Variation de l'indice de développement algal des différentes stations au cours de la période des basses eaux.

La Figure 70 montre que la présence d'algues n'est pas notée en amont de l'Estréchure, sauf le 22 juillet où les premières algues apparaissent à Saumane. De plus, durant l'étiage 2011, les blooms sont restés relativement modérés, assez précoces avec des algues bien présentes dès le 27 juin au pont d'Arenas (Planche 2), et régressant très fortement le 30 août. La présence d'algues en forte concentration a été limitée à des bras morts (pont d'Arénas) ou des vasques isolées (Peyrolles ; Lézan aval).

Par ailleurs, ces résultats montrent plusieurs choses :

- La nécessité d'effectuer des observations plus régulières pour pouvoir les comparer aux fluctuations du niveau de l'eau.
- Le besoin d'homogénéiser les critères d'observation (régime laminaire/ turbulent ; profondeur de l'eau).

-Comparaison avec la température

La liaison entre température de l'eau et la présence d'algues n'a pas été possible en 2011 dans les conditions de mesures de ce paramètre.

La relation entre ces deux paramètres et surtout les seuils de variation restent donc à préciser en s'appuyant sur des mesures plus fréquentes et plus quantitatives (en ce qui concerne le développement des algues).

3.3.2 Etude de la prolifération algale par la méthode des prélèvements et analyse d'images

La méthode d'étude de la masse d'algues se développant au fond de l'eau n'a pu aboutir, par manque de matériel. Cependant, plusieurs écueils ont pu être relevés :

- La position des supports de développement d'algues doit être étudiée de façon à ne pas être trop influencée par la hauteur du niveau de l'eau et de la géométrie du cours d'eau. Ils doivent se trouver à plus de 20 cm au-dessus du fond de l'eau de façon à éviter le dépôt d'alluvions au milieu des algues.

-De plus, le support naturel s'est avéré peu pratique pour l'extraction des algues (surface irrégulière ; cavités). Il est donc nécessaire de développer un piège à algues efficace et étendu de façon à couvrir une zone de rivière plus grande (sur une cinquantaine de centimètres). L'analyse d'images a quant à elle été réalisée en utilisant les clichés pris depuis le pont d'Arénas. 11 points placés au plus près de l'eau ont été repérés au tachéomètre. Une fois leur références en X ; Y reliées à la position X ; Y de la photo grâce au logiciel MapInfo (Figure 72), on peut obtenir une valeur (en m²) des surfaces couvertes par les algues.

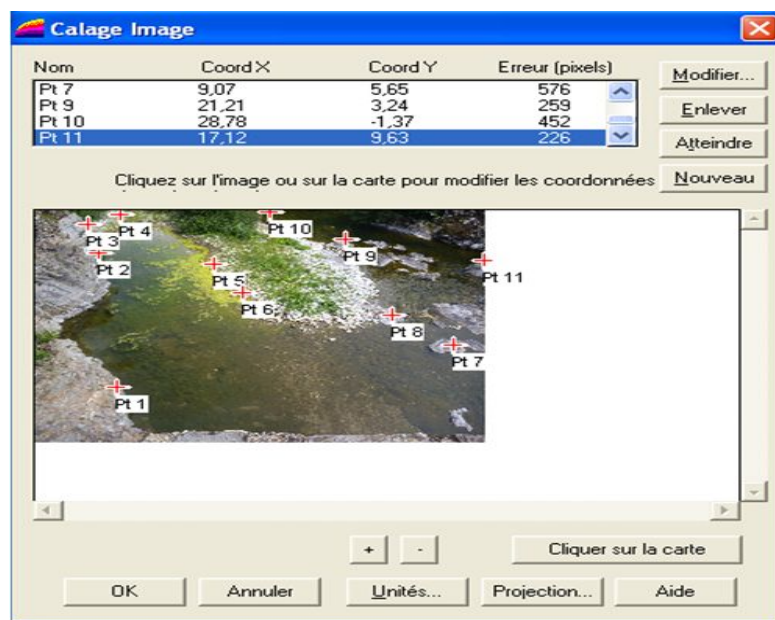


Figure 72- Géo-référencement des prises de vue *via* MapInfo - Peyrolles, pont d'Arenas-été 2011.

Les résultats de cette méthode ont montré qu'au vu du petit nombre de points de référencement, l'erreur sur les longueurs, comprise entre 5 et 20%, entraîne une erreur sur les aires de 10 à 40% ce qui reste trop important pour être utilisé comme tel.

L'amélioration de la méthode nécessite plusieurs mises au point :

- Il est impératif pour que la correction d'image soit fiable que les points de référencement soient placés au plus proche de l'eau, tout en étant visibles quelles que soient les hauteurs d'eau atteintes pendant la période d'observation.

- De plus, l'angle de prise de vue doit être optimisé. Il doit être le plus proche possible de la verticale, afin que la déformation soit plus faible, et que les écarts à la réalité soient diminués.

Cette méthode peut aussi être optimisée en étant automatisée de façon à effectuer un suivi rapproché de la rivière.

Le couplage de la méthode PIV et du géo-référencement a été étudié de façon à pouvoir lier la présence des algues aux vitesses de surface.

Mise en œuvre à la station d'étiage de Peyrolles (Fig. 73), la réalisation de séquences vidéo a permis d'établir les champs de vitesses de surface :

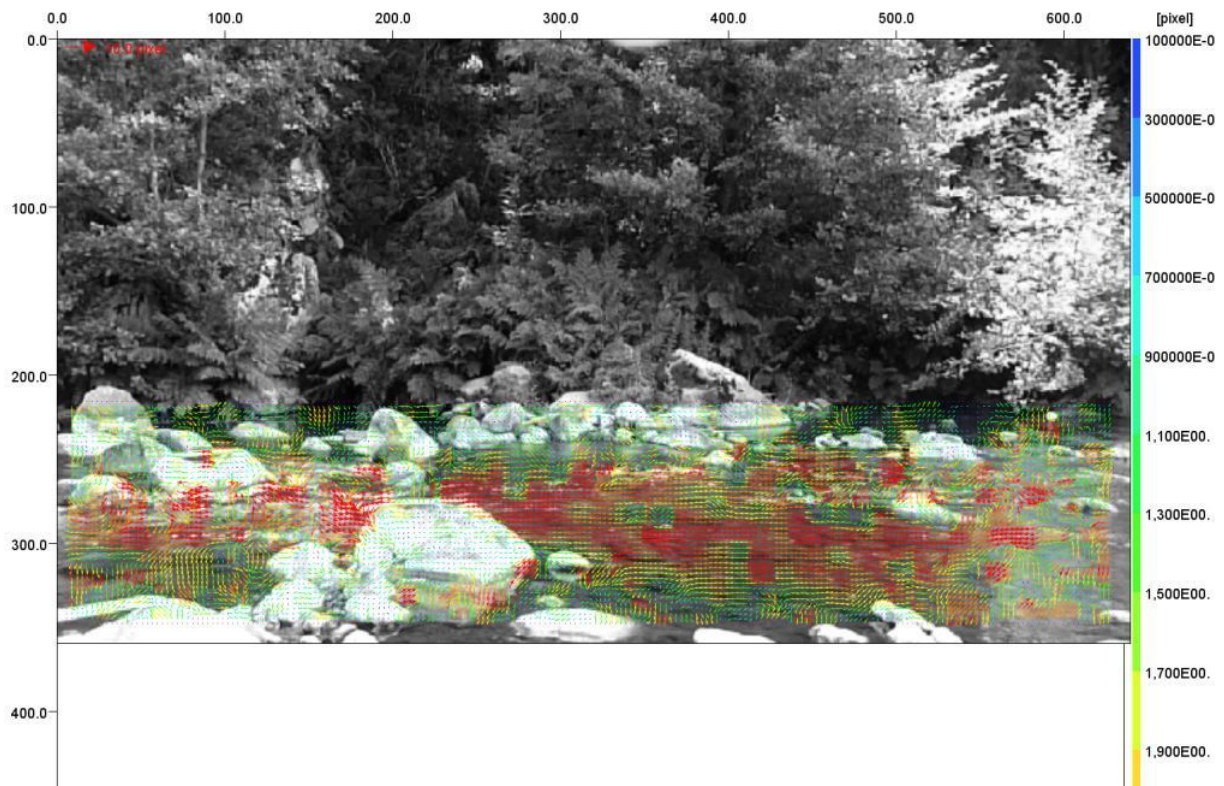


Figure 73- Analyse PIV de l'écoulement au niveau de la station d'étiage de Peyrolles en 2011.

Le résultat de la PIV fournit une réponse cohérente vis à vis de l'écoulement. En effet, l'analyse des images par paires a permis de montrer la concentration de l'écoulement au centre du cours d'eau, les zones de re-circulation, et les zones de très faible courant en rive droite.

En ce qui concerne l'aspect quantitatif, la vitesse moyenne déterminée par cette méthode sur le transect situé au centre de l'image est d'environ $2,1 \text{ pixel}/\Delta t$. Or, ici le Δt est de 40 ms et le géo-référencement des points donne une relation sur un plan horizontal au centre du cours d'eau de 539 pixels/m. La vitesse moyenne de surface est donc de 0,083m/s.

Par comparaison, un lâché de sel indique une vitesse moyenne dans cette partie du cours d'eau d'environ 0,091m/s. La mesure par analyse d'images semble donc donner des résultats prometteurs si les conditions sont favorables (ensemencement, angle de prise de vue).

La méthode semble très intéressante si on envisage son automatisation et par sa simplicité de mise en œuvre (pas de sorties terrain fréquentes). Elle demande cependant à être optimisée :

- Axe de vue plus proche de la verticalité.
- Ensemencement plus clair pour un pré-traitement plus efficace.
- Optimisation de la taille des mailles lors du traitement.

Conclusion pour la campagne 2011

Les conditions climatiques durant l'été 2011 n'ont pas été favorables à l'étude de blooms de grande ampleur.

Concernant la localisation des algues et leur conditions/seuils d'apparition, l'étude n'a pas permis de montrer de corrélation simple avec les paramètres physico-chimiques étudiés ou la station sur le profil amont-aval.

Cependant, les observations visuelles et l'étude de clichés semblent montrer que leur implantation est d'avantage liée à un contexte local (profondeur de l'eau, vitesse de surface, température, ensoleillement).

Des essais méthodologiques d'observation ont pu être effectués. Certaines méthodes semblent présenter plus d'intérêts que d'autres. Il convient :

- Pour la qualité des eaux :

- d'augmenter la fréquence des mesures. En particulier, pour la température de l'eau et de l'air, la conductivité électrique de l'eau et l'oxygène dissous.

- l'analyse *via* le spectromètre PASTEL UV est utile en cas de soupçon d'augmentation importante des paramètres chimiques.

- Pour le suivi du développement des algues, la méthode de prélèvement sur support a été abandonnée, et nécessiterait pour être reconduite, de disposer d'un **support de développement des algues fabriqué et d'assez grande dimension** (0.50 *0.50 m).

L'analyse d'images peut fournir des données à un rythme plus fréquent que celui du prélèvement d'algues.

Il faudrait amorcer une étude des critères de vulnérabilité des segments du Gardon de façon à recentrer l'observation sur les points particulièrement sensibles ou représentant des points critiques par la récurrence du phénomène, ou son intensité.

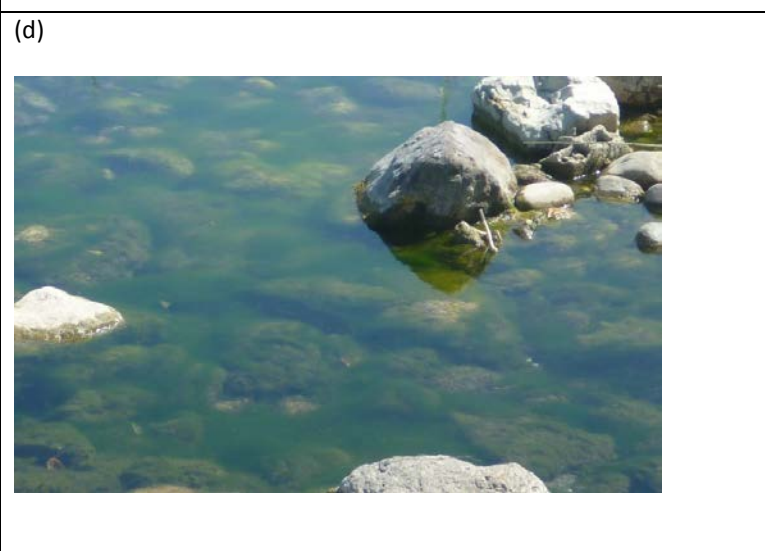


Planche 1- Echelle d'appréciation du développement algal

- (a): Absence d'algues - noté 1
- (b): Algues brunes benthiques avec un aspect de flocs- noté 2
- (c): Algues vertes benthiques- noté 3
- (d): Algues vertes "fluo" en tapis continu- noté 4
- (e): Algues vertes recouvrant la surface de l'eau – notés 5



Gardon de St Jean au pont d'Arenas (Peyrolles) durant l'étiage 2011

Planche photo 2



Gardon de St Jean au pont d'Arenas (Peyrolles) durant l'été 2012

Planche photo 3-

3.4 La notion de criticité appliquée à la prolifération algale dans les Gardons

La notion de criticité est empruntée au secteur du nucléaire, dans ce contexte le risque de criticité correspond à une réaction en chaîne incontrôlée de la fission, pouvant déboucher sur des émissions radioactives dans l'environnement. Nous proposons avec le Groupe de recherche de l'Axe intersites de l'UMR ESPACE 7300 qui s'intitule « Criticité des basses eaux des Cévennes à la Camargue » de transposer cette notion, à la gestion de l'eau dans les Gardons. En effet, le développement algal observé depuis plusieurs années dans certains Gardons peut être considéré comme un état critique qui met en danger un usage récréatif des cours d'eau dans une région où le tourisme vert a permis une reconversion économique plutôt réussie.

Il est possible de distinguer plusieurs stades dans la criticité. Une première phase appelée « sous-critique » dans laquelle les différents facteurs qui conditionnent le développement algal vont soit de manière progressive, soit de manière brutale monter en puissance et atteindre des points critiques qui vont faire basculer le cours d'eau d'un état qualitatif à un autre. La montée en puissance de ces facteurs peut d'ailleurs constituer des indicateurs précoces de l'état qualitatif du cours d'eau à un moment donné. La phase suivante correspond à la phase critique proprement dite à savoir au *bloom* algal. La phase sur-critique est quant à elle atteinte quand les algues ont une masse suffisante (masse critique) pour limiter l'usage récréatif du cours d'eau ou entraîner la mortalité des poissons par asphyxie. Chacun de ces stades peut être décliné en sous et sur-critique : par exemple, dans la phase sous-critique l'étape sur-critique pourrait correspondre à l'étape limite juste avant que ne soit atteint le point critique (tous les facteurs sont à un certain seuil, tandis qu'un autre est limitant, de ce fait toutes les conditions ne sont pas encore réunies pour permettre le développement algal, mais ce n'est qu'une question de temps si le débit baisse encore, ou bien si l'étiage se prolonge).

Il ne faut pas confondre criticité et criticalité. En effet, la criticalité est l'état qui conduit à la criticité (par exemple la baisse du débit des Gardons au fil des semaines), mais la criticité n'est pas encore atteinte (*bloom*). Ainsi, la criticité serait = sévérité x occurrence x détection, tandis que la criticalité ne porte pas en elle la détection du phénomène, elle lui est antérieure, mais, elle contient par contre les facteurs explicatifs du phénomène : criticalité = sévérité x occurrence.

On parle aussi de criticalité quand tous les éléments du système s'influencent mutuellement, cela fait référence à la notion d'auto-organisation des systèmes. La criticalité, caractérise les systèmes qui changent de phase, par exemple le passage de l'eau à la glace. Lorsque cet état critique est atteint, le système peut bifurquer, c'est-à-dire qu'il change brutalement de comportement ou de qualité. Cet état critique est un attracteur du système dynamique atteint à partir de conditions initiales différentes. Cet état critique est dit « auto-organisé » car l'état du système résulte des interactions dynamiques entre ses composantes et non d'une perturbation externe.

Généralement, l'exemple du tas de sable est pris pour expliquer cette théorie. « L'expérience consiste à ajouter régulièrement des grains à un tas de sable. Petit à petit le sable forme un tas dont la pente, en augmentant lentement, amène le tas de sable vers un état critique. L'ajout d'un grain peut alors provoquer une avalanche de toute taille, ce qui signifie qu'une petite perturbation interne

n'implique pas forcément de petits effets. Dans un système non linéaire, une petite cause peut en effet avoir une grande portée, c'est ce que l'on appelle un « fait remarquable » : si l'on considère un changement d'état à une température constante très proche du point critique, on voit qu'une différence de pression « faible » produit un changement de volume important. Les avalanches connaissent donc différentes amplitudes qui sont toutes générées par une même perturbation initiale (un grain de sable supplémentaire). S'il n'est pas possible de prédire la taille et le moment de l'avalanche, en revanche cette théorie nous renseigne sur l'ensemble des réponses du système lorsqu'il atteint l'état critique. L'état critique auto-organisé d'un système est donc un état où le système est globalement métastable tout en étant localement instable. Cette instabilité locale (de petites avalanches dans le modèle du tas de sable) peut générer une instabilité globale (de grosses avalanches entraînant l'effondrement du tas) qui ramène ensuite le système vers un nouvel état métastable : le tas de sable connaît une nouvelle base»⁵.

Appliquée à la problématique de prolifération algale observée dans des Gardons cela signifie qu'il suffirait d'une petite variation dans les conditions initiales de type « baisse de débit » ou « augmentation de la température de l'eau » pour que le phénomène apparaisse, émerge, et change l'aspect qualitatif du cours d'eau, du moins dans certaines zones (locales). Les précipitations d'automne ramenant par la suite les Gardons à un état de nouveau stable.

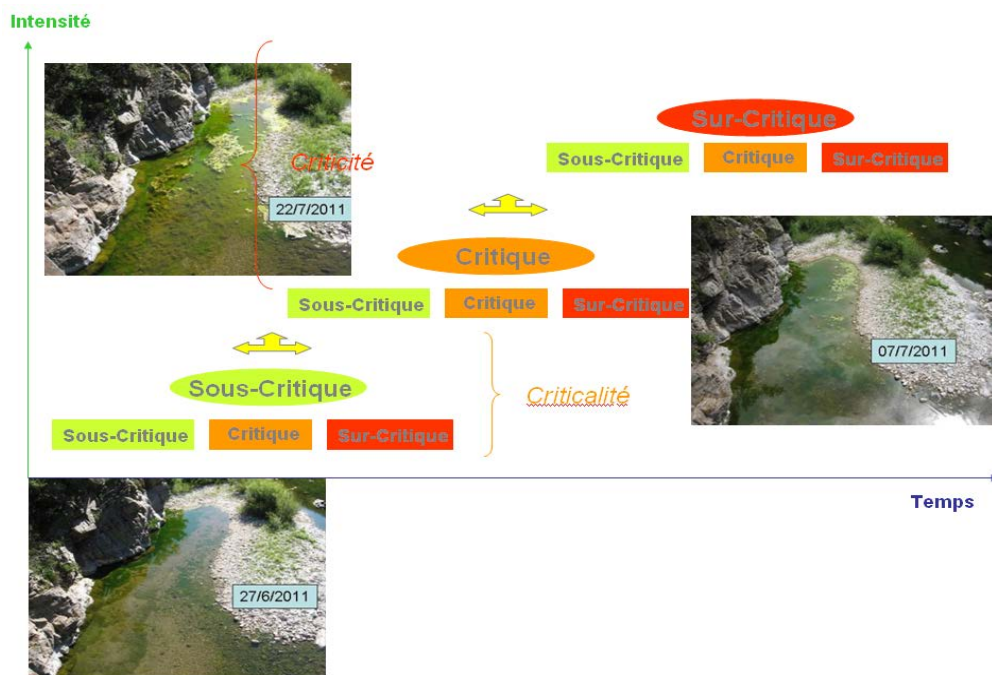


Figure 74- Criticalité et Criticité.

Une autre notion qui semble aussi particulièrement bien s'adapter au phénomène est la notion d'émergence. En effet, une des hypothèses majeures concernant le phénomène d'émergence est

⁵ D., Provitolo, 2007, « A proposition for a classification of the catastrophe systems based on complexity criteria », 4th European Conference on Complex Systems (ECCS'07), - EPNACS'2007 - Emergent Properties in Natural and Artificial Complex Systems, Dresden, Germany, October 1-5, 2007, Actes du colloque.

que l'interaction de l'ensemble des éléments de chaque niveau d'organisation serait responsable de l'émergence de nouvelles propriétés fonctionnelles à un niveau supérieur. Chaque propriété fonctionnelle émergente à un certain niveau serait la résultante de nombreux facteurs d'émergence, provenant de différents niveaux inférieurs. De plus, au fur et à mesure que l'on gravit les niveaux d'organisation, l'augmentation des différents types de structure induit une augmentation exponentielle du nombre de combinatoire possible, et donc du nombre de conditions favorables au phénomène d'émergence, puisque l'émergence serait due entre autres à des processus de synergie, de captation, d'accumulation, de relations causales, voire de rétroactions au sein du système. L'émergence peut également apparaître lorsque seulement quelques individus obéissant à des règles très simples vont interagir entre eux et former alors en tant que groupe un système complexe, difficilement prédictible. Cette notion d'émergence fait également appel à la théorie des seuils, puisque ce n'est qu'après avoir franchi un certain seuil⁶ que l'émergence se dévoile, de même l'émergence est également présente quand de la quantité naît la qualité.

La recherche des seuils parfois très fins, et l'interaction des différents facteurs entre eux (N, P, QMNA5, T° etc...) peuvent expliquer, l'émergence algale. Ces conditions d'émergence devront être considérées dans la perspective d'une occurrence plus grande (changement climatique).

Dans un premier temps, nous avons tenté de repérer dans le cadre d'une mission de stage d'une durée de 2 mois (juin, juillet 2012, encadrant S., Pérez) les espaces où cet état critique a été atteint par le passé, à l'aide d'une enquête de terrain, menée auprès des anciens cantonniers, des techniciens de rivière, des élus, des associations, des pêcheurs, des riverains etc... Cette collecte de la mémoire longitudinale du phénomène, à la fois dans le temps et dans l'espace, nous permet notamment de voir si la présence des algues a été relevée lors des épisodes de sécheresse antérieurs (1952, 1983, 2003, 2005). Le questionnaire fournit également des informations précieuses sur la localisation des algues, leur étendue, leur période d'apparition, leur durée d'apparition, la disparition éventuellement observée de poissons etc...

⁶ En termes de quantité et non de niveau

3.5 Etude de la perception de la qualité des eaux des Gardons

3.5.1 Construction du questionnaire : problématique et hypothèses de travail

Les différents questionnaires réalisés doivent apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

<u>Connaissances des algues</u>	<ul style="list-style-type: none">- Est-il possible de mieux cerner le type, la période d'apparition et les causes d'un tel développement algal ?- Peut-on associer un type de milieu et un type d'algues ?
<u>Appréhender la gêne occasionnée par ces algues</u>	<ul style="list-style-type: none">- Ces algues génèrent-elles une gêne ? Si oui, de quelle(s) nature(s) ? Quelles seraient les éventuelles conséquences socio-économiques et/ou sanitaires d'une telle eutrophisation ?- Cette gêne est-elle variable selon le type d'algues, la concentration et le type de population sondée ?
<u>Connaissance du terrain</u>	<ul style="list-style-type: none">- Comment les touristes et les locaux vivent et perçoivent l'espace cévenol ? Quels sont les lieux considérés comme propres ? Quels sont les plus dégradés ? Quelles sont les zones de baignade ?

3.5.2 Echantillonnage de la population et périmètre d'étude

Cent-cinquante personnes ont été questionnées au cours des mois de juin et juillet 2012 sur un périmètre d'étude qui s'étend de Saint-André-de-Valborgne à Ners, passe par Alès jusqu'à Collias (Fig. 75). Le choix de l'échantillon de population dépend de plusieurs paramètres. L'âge tout d'abord ; les individus mineurs ne sont pas interrogés. En revanche, toutes les catégories socioprofessionnelles (CSP) sont prises en compte et aucune distinction n'est faite selon le sexe de la personne sondée. Les individus questionnés ne doivent pas obligatoirement être domiciliés en Cévennes ; il peut aussi bien s'agir de touristes, de résidents secondaires ou de personnes locales.

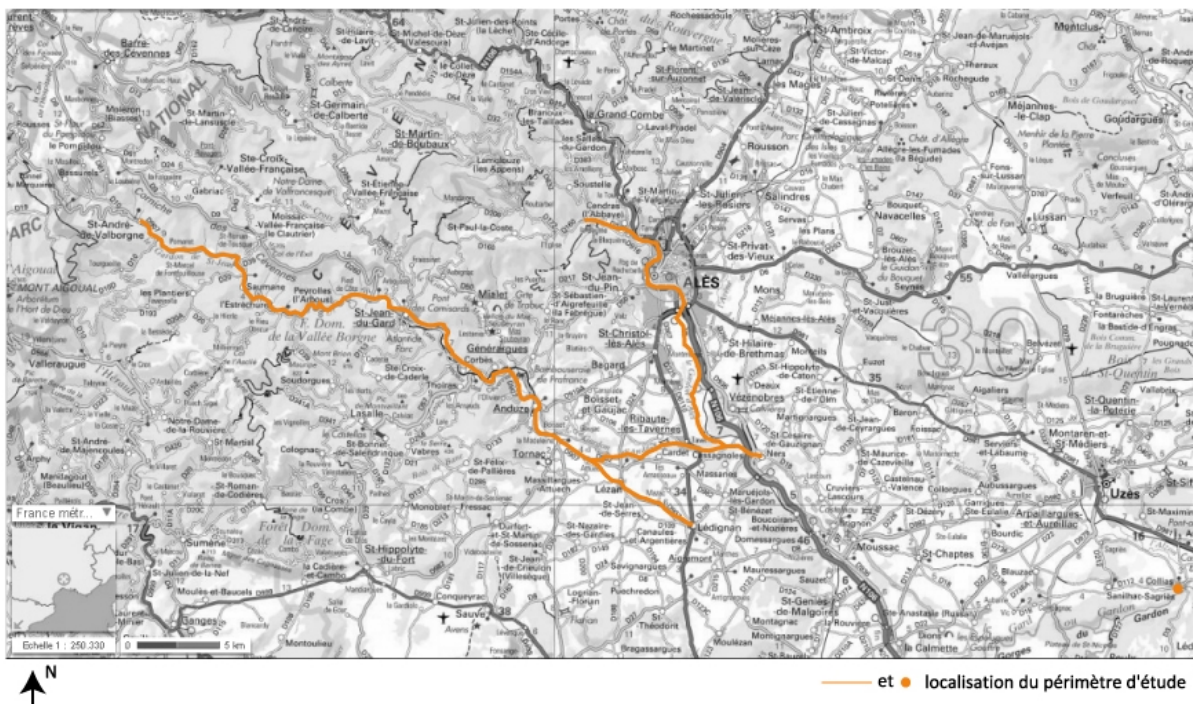


Figure 75- Localisation du périmètre d'étude.

-Présentation de l'échantillon

Comme nous pouvons le voir sur la figure 76, ce sont essentiellement les vacanciers (43,7 %) et les populations locales (55 %) qui profitent du Gardon. Les autres catégories « résidents secondaires » et « autres », étant minoritaires il est inutile de les conserver plus longtemps.

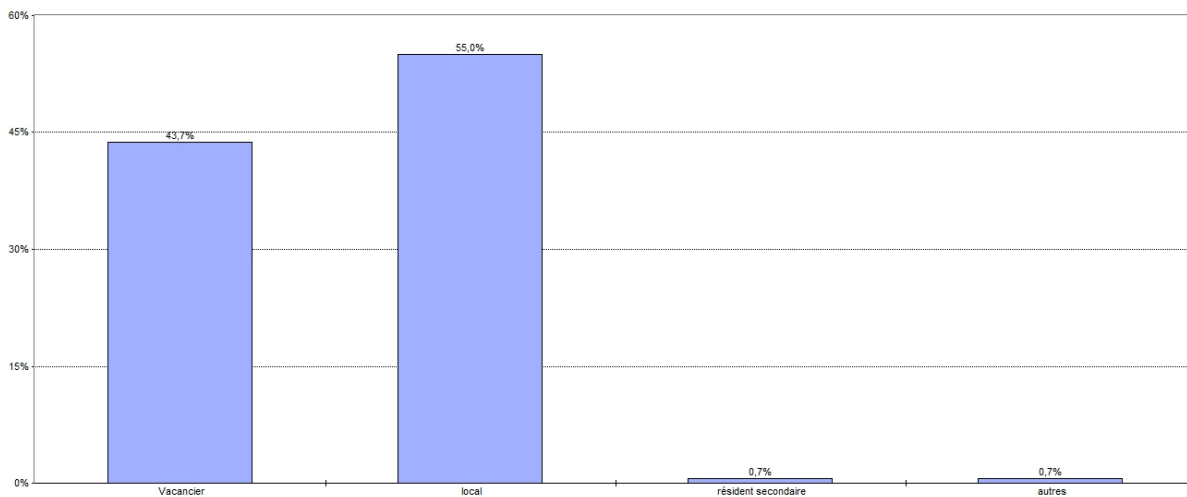


Figure 76- Types de population fréquentant le cours d'eau.

Mais, avec quelle intensité la population locale et les vacanciers fréquentent-ils le Gardon ? Combien de fois s'y rendent-ils (Fig. 77) ?

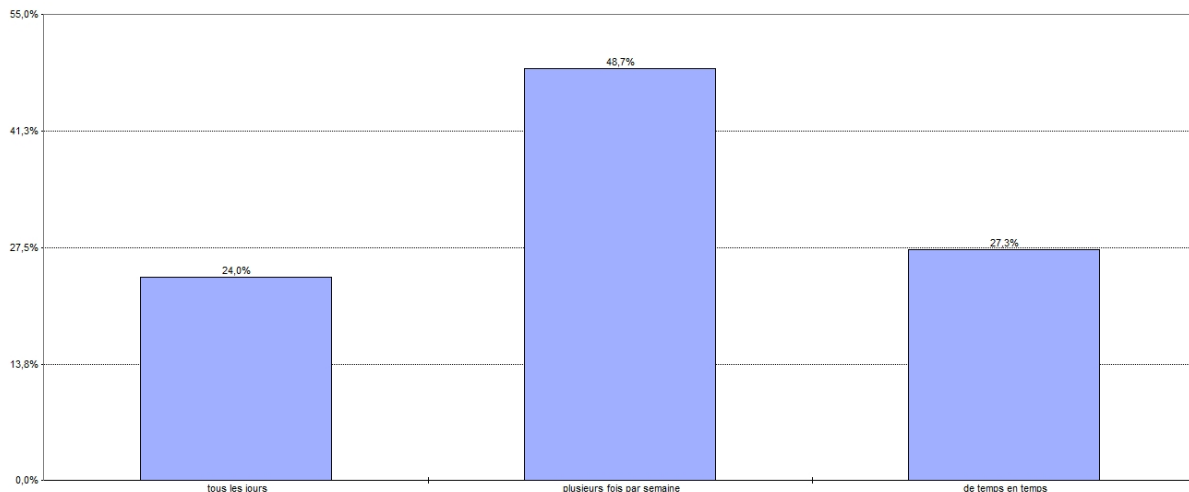


Figure 77- Fréquentation du Gardon.

Le Gardon semble être un espace localement très fréquenté. En effet, 24 % des personnes sondées y viennent tous les jours. Ces dernières ont donc une connaissance plus approfondie du terrain et sont susceptibles d’y repérer des changements, même minimes. 49 % s’y rendent plusieurs fois par semaine, mais de manière plus épisodique que la catégorie précédente. Enfin, 27,3 % fréquentent le Gardon ponctuellement et ont donc une connaissance du cours d’eau bien plus approximative.

Voyons à présent pour quels motifs ils fréquentent le Gardon ? Que recherchent-ils ? Quelles activités y font-ils (Fig. 78) ?

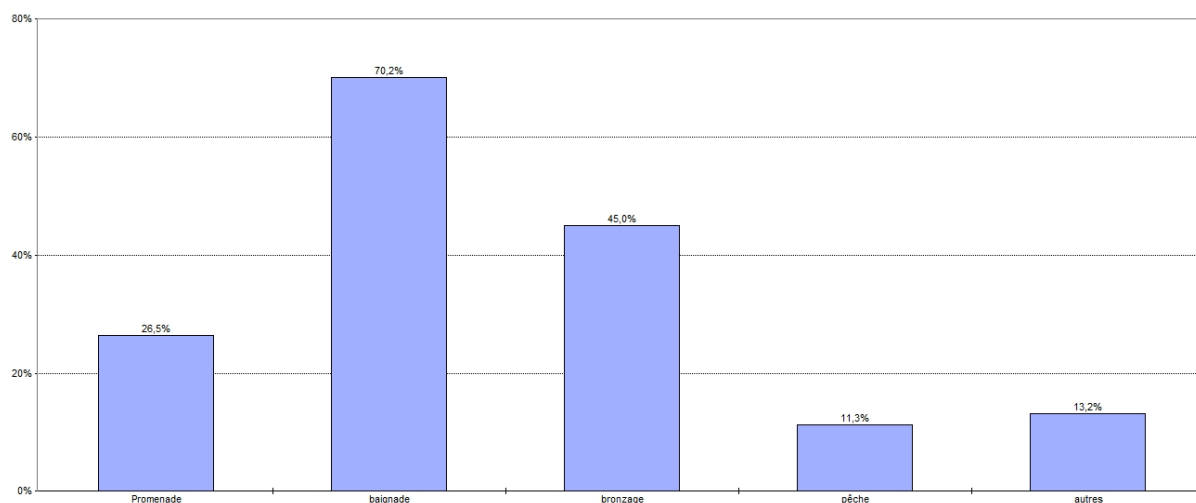


Figure 78- Motifs de fréquentation du Gardon.

Une grande majorité des personnes interrogées se rendent sur le Gardon pour s’y baigner, se détendre et se ressourcer en profitant des belles journées d’été. Les activités de pêche et de promenade arrivent loin derrière avec respectivement 11,3 % et 26,5 %.

Compte tenu d’une telle recherche des plaisirs aquatiques, le développement algal peut poser problème et entraîner une diminution de la fréquentation du cours d’eau ainsi qu’un manque à gagner pour le personnel touristique et les commerçants. Mais qui fréquente le plus le Gardon : les vacanciers ou bien la population locale (Fig. 79) ?

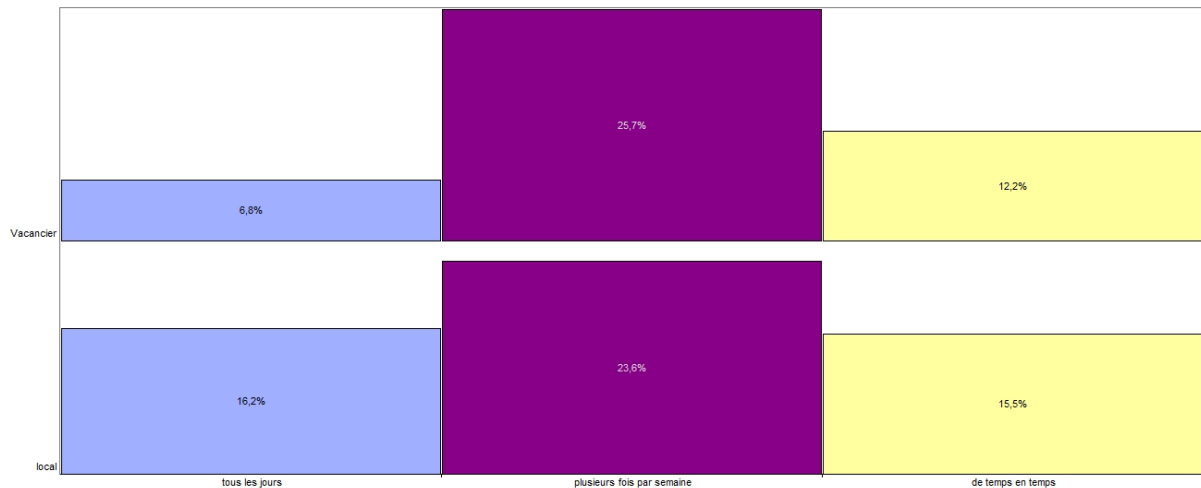


Figure 79- Fréquentation du Gardon en fonction du type de population.

Comme nous pouvons le voir sur le graphique ci-dessus, les populations locales sont nombreuses à fréquenter le cours d'eau tous les jours (16,2 %) contre 6,6 % pour les vacanciers. Pour notre étude, ces individus présentent ainsi l'avantage de fréquenter massivement le cours d'eau et donc d'avoir une connaissance relativement précise des phénomènes qui peuvent survenir sur le Gardon, mais ont également une connaissance étalée dans le temps puisque ces populations résident en Cévennes. Il paraît donc particulièrement intéressant de questionner en priorité ces individus et de considérer avec grand intérêt leurs propos. A noter que des écarts moins importants sont observés, entre populations locales et vacanciers pour les fréquentations « plusieurs fois par semaine » et « de temps en temps ».

De plus, comme nous pouvons le voir sur le graphique suivant, les populations locales sont plus disséminées dans l'espace, contrairement aux touristes qui se regroupent sur quelques sites (pont de l'Arenas à Peyrolles, Anduze, la Madeleine et Collias principalement). En effet, en plus de fréquenter plus régulièrement le cours d'eau, les locaux se rendent sur plus de points de baignade. Il y a donc une différenciation spatiale qui s'opère en fonction du type d'individus étant donné que les lieux fréquentés par les populations résidentes ne sont pas nécessairement les mêmes que ceux fréquentés par les touristes qui sont plus concentrés sur quelques sites. De plus, nous avons réalisé plus de questionnaires sur certains sites. Un effet de taille est donc à craindre.

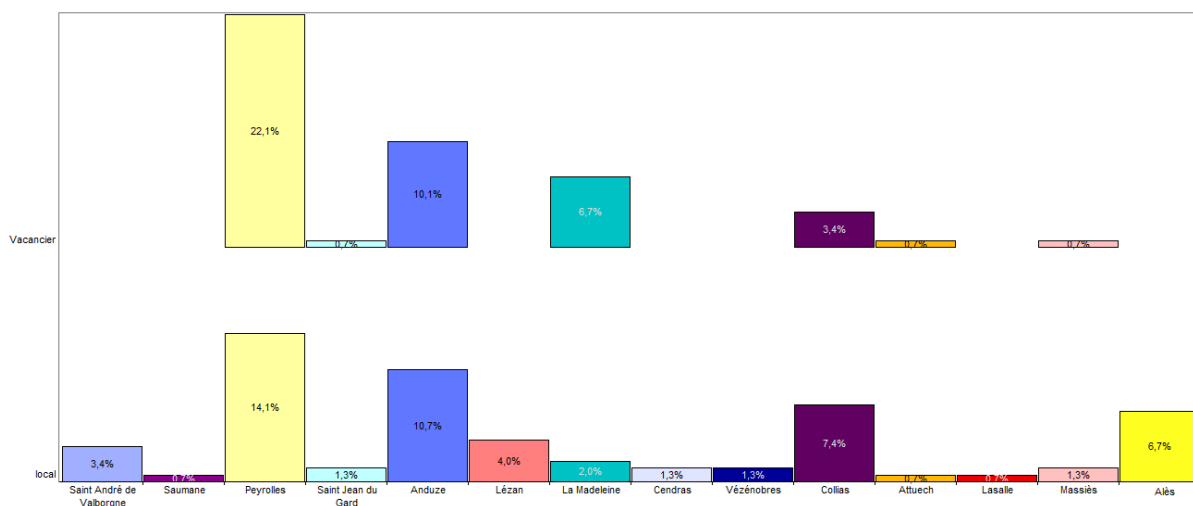


Figure 80- Lieux de réalisation des questionnaires en fonction du type de populations interrogées.

Si nous croisons à présent les variables « activités » et « types de populations » (Fig. 81) les touristes viennent sur les berges du Gardon essentiellement pour se baigner, profiter du soleil et du cadre de vie cévenol. Les populations locales en revanche semblent plus sensibles à des activités comme la pêche ou la marche, qui induisent une utilisation différente du cours d'eau. Etant donné que les touristes viennent essentiellement en Cévennes pour profiter de la qualité de son environnement et de son cadre de vie, une détérioration des ressources en eau et/ou naturelles pourrait impacter la fréquentation touristique.

Il aurait également été intéressant de croiser les variables « activités » et « lieux de réalisation du questionnaire », afin de déterminer des profils d'activités en fonction de la localisation, mais les résultats obtenus sont difficilement exploitables.

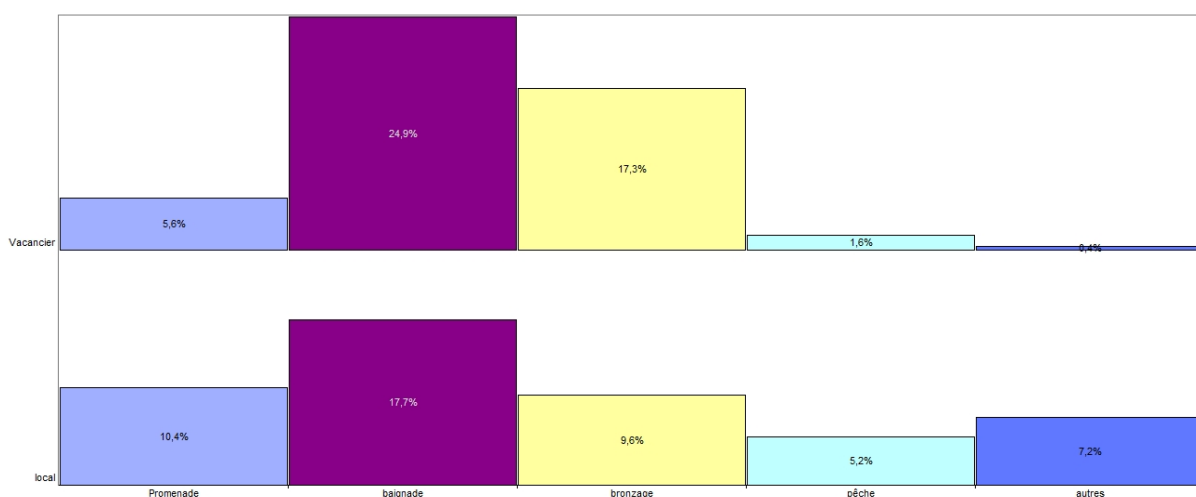


Figure 81- Activités recherchées en fonction du type de population.

Maintenant que nous connaissons plus précisément l'échantillon d'étude et ses spécificités, analysons les renseignements que nous avons pu obtenir sur le développement algal.

3.5.3 Données recueillies sur le phénomène algal en Cévennes

Après avoir essayé de dater le plus précisément possible depuis quand un tel phénomène était observé en Cévennes, nous tenterons d'établir des profils d'algues à travers la description et l'analyse de quatre critères principaux (la couleur, l'aspect, le mode de fixation et la densité des algues). Nous nous intéresserons ensuite aux principales causes de développement algal, celles mises en avant par les populations sondées.

-Date d'apparition des algues et recul d'observation du phénomène

Le graphique ci-dessous recense les différentes périodes d'apparition des algues cet été en Cévennes. Les personnes interrogées mentionnaient une date ou un laps de temps plus ou moins précis. Ces dates ont ensuite été traduites sous forme de période au cours de l'été.

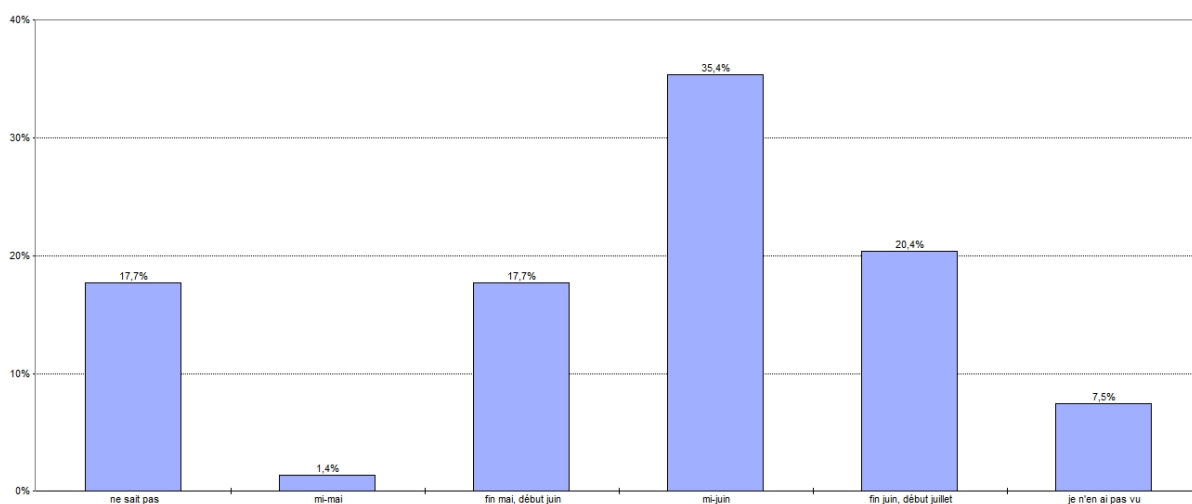


Figure 82- Datation de l'apparition algale.

Cette année, il semblerait que le pic de développement algal ait eu lieu au cours du mois de Juin. En effet, vers le 15 juin, les températures ont augmenté brusquement et rapidement. Le niveau d'eau du Gardon a donc rapidement baissé. Cette appréciation coïncide avec les photographies prises lors de nos différents passages sur le terrain d'étude.

Nous avons également essayé de déterminer depuis combien d'années les algues étaient observées. Les réponses données manquent cruellement de précision. Les populations sont soit incapables de dater leurs observations, leurs mémoires étant trop imprécises, ou n'ont soit aucune connaissance du phénomène. La figure 83 semble cependant indiquer l'existence de deux pics d'apparition : il y a une dizaine d'années (soit globalement aux alentours de 2002, après les importantes crues) ? et il y a environ 25 ans (fin des années 1980-début des années 1990). Notons également que les personnes ayant déterminé que l'apparition remontait à environ 25 ans, se localisent à Collias. Ce témoignage semble en effet cohérent étant donné que la ville de Collias a été l'une des premières à s'inquiéter de ce phénomène.

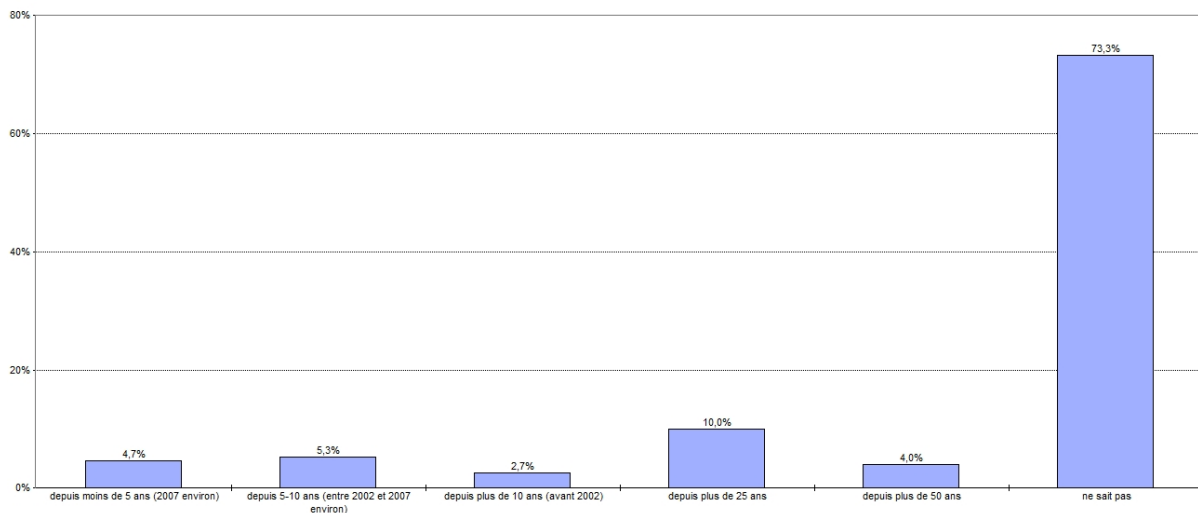


Figure 83- Antériorité de l'apparition algale en Cévennes.

L'objectif est à présent de déterminer des profils d'algues à partir de quatre variables fondamentales permettant de les caractériser le plus simplement et le plus précisément possible, à savoir la couleur, l'aspect, le mode de fixation et la densité.

-Couleurs des algues observées

Le graphique suivant recense les principales couleurs des algues jusqu'à présent observées en Cévennes. La très grande majorité des algues (85,7 %) sont de couleur verte, 22,4 % seraient brunes. Notons qu'une des cent-cinquante personnes interrogées nous a mentionné l'existence d'algues vertes-bleues. Bien que pouvant relever de l'anecdote, ce chiffre est pourtant à souligner. En effet, cette couleur est généralement attribuée aux cyanophycées.

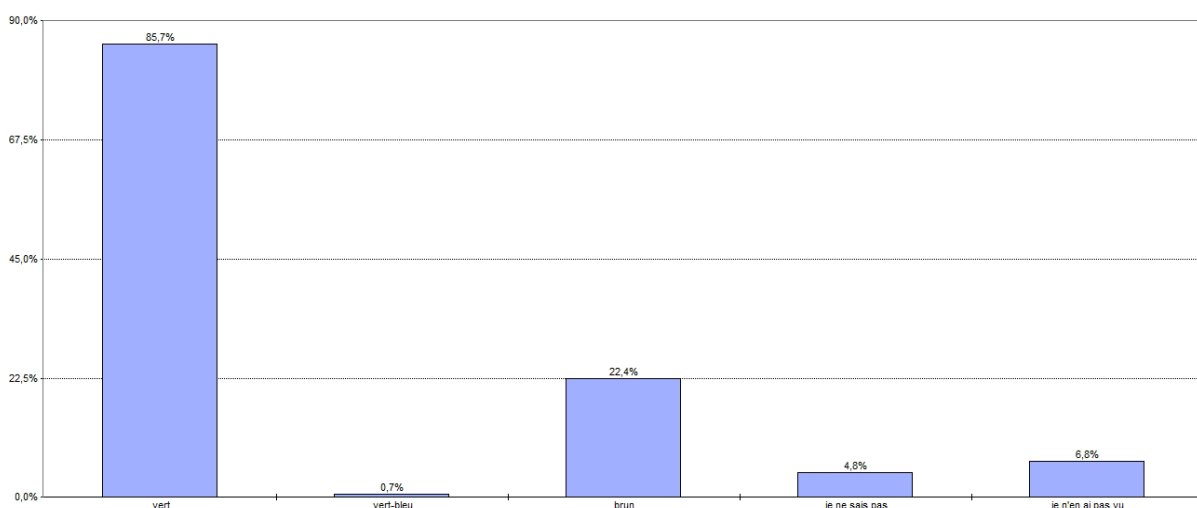


Figure 84- Couleurs des algues.

Intéressons-nous à présent à l'aspect des algues observées en Cévennes (Fig. 85).

-Aspects des algues observées

Trois principaux types d'algues ont été recensés : aspect filamenteux, algues sous forme de boules et les mousses. Respectivement, les réponses collectées mentionnent la présence d' :

- Algues filamenteuses (zones en eau) : 69,5 %
- Algues filamenteuses (bras morts) : 49 %
- Boules (zones en eau) : 8,6 %
- Boules (accrochées aux rochers) : 12,6 %
- Mousses : 25,2 %

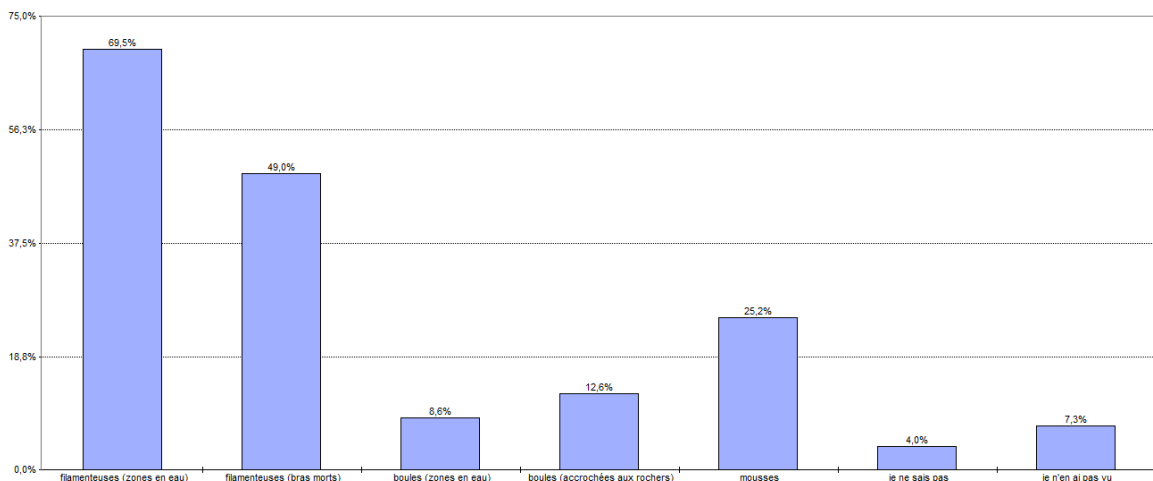


Figure 85- Aspects des algues.

Afin de compléter ces premières données, intéressons-nous à présent aux modes de fixations des algues (Fig. 86).

-Principaux modes de fixation des algues observées

Nous commençons donc par distinguer les algues qui s'attachent de préférence sur les rochers des zones en eaux et/ou des bras morts, celles tapissant le lit du cours d'eau quand celui-ci est alimenté ou non, et les algues flottant à la surface dans les zones en eaux et/ou dans les bras morts.

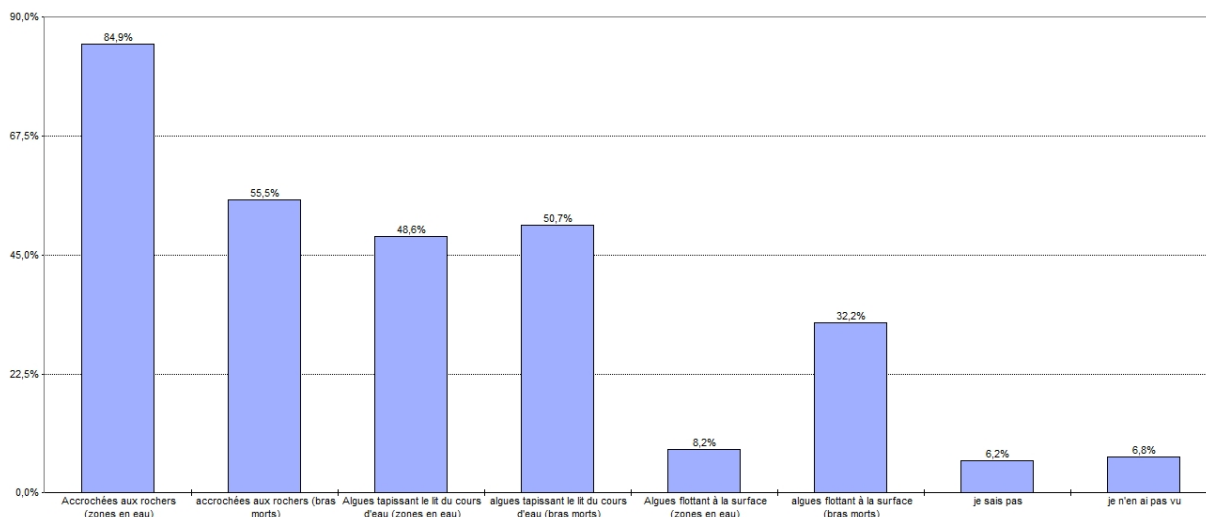


Figure 90- Mode de fixation des algues.

Ainsi, 84,9 % des algues s'accrocheraient préférentiellement sur les rochers des zones en eaux ; 55,5% sur ceux des zones qui ne sont plus alimentées en eau. Les pourcentages obtenus pour les algues tapissant le lit du cours sont moins contrastés et la différence entre bras d'eau alimenté et bras morts est nettement moins marquée (48,6 % dans les zones en eaux, et 50,7 % pour les bras morts). En revanche, les algues flottant à la surface sont bien plus nombreuses dans les bras morts, 32,2 % contre 8,2 % pour les zones en eaux.

Voyons à présent les différentes densités d'algues.

-Densités des algues observées

Afin de compléter au mieux les observations concernant les densités algales en Cévennes, trois catégories de densité ont été établies : densité faible, moyenne et élevée. Nous cherchons à évaluer ici l'ampleur du phénomène algal.

-Faible densité

Pour cette catégorie, nous avons établi trois sous-groupes : « eau d'apparence limpide avec quelques traces d'algues », « eau anormalement trouble », « particules qui flottent entre deux eaux » et « trainées clairsemées en surface ». Ces différentes classes enregistrent respectivement les pourcentages suivants : 43,7 % ; 70,2 % ; 9,3 % et 4 %.

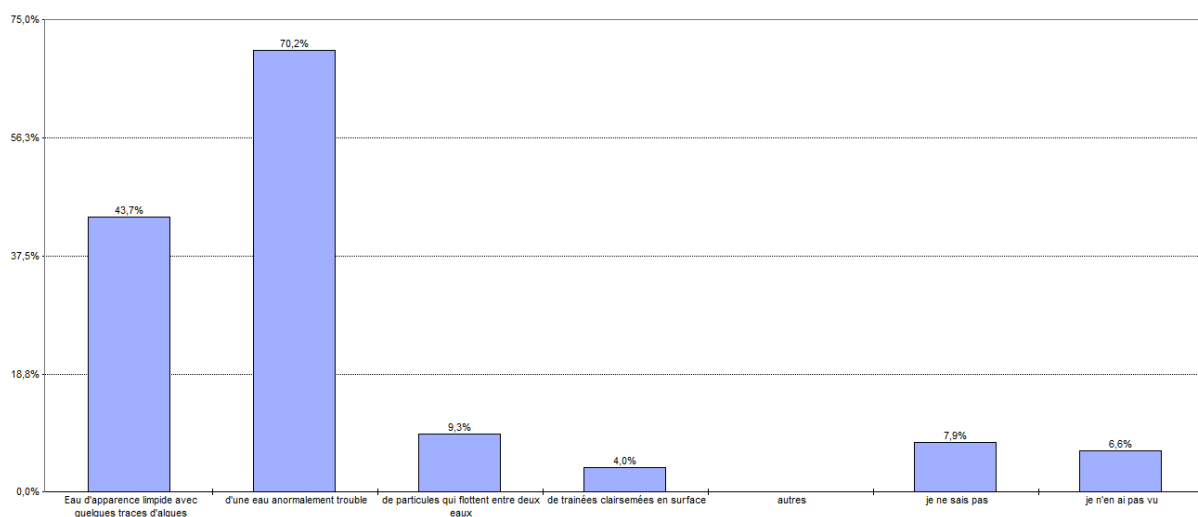


Figure 91- Réponses obtenues en ce qui concerne une faible densité d'algues.

-Densité moyenne

Pour caractériser les densités moyennes à élevées, trois groupes ont là encore été définis d'après la littérature : « soupe de brocolis », « purée de pois » et « amas sous la forme de boules, flocons ou flocons nombreux ou rapprochés ». Respectivement représentés avec : 37,5 % ; 41,3 % et 61,3 % (Fig. 92).

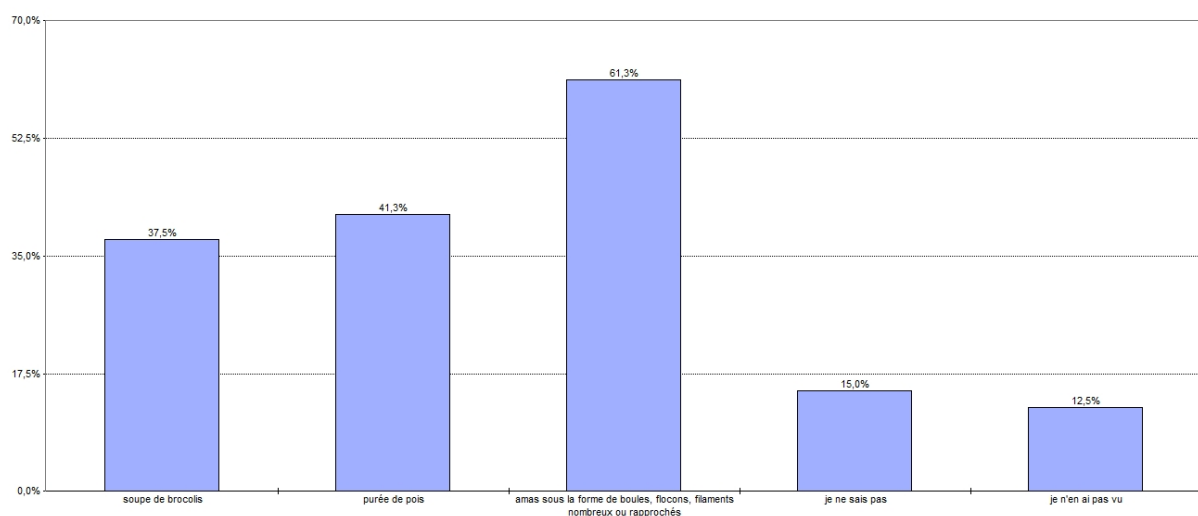


Figure 92- Réponses obtenues en ce qui concerne une densité moyenne d'algues.

-Densité très élevée

Là encore, trois classes ont été façonnées : « trainées à la surface de l'eau », « déversement de peinture » et « dépôts près du rivage » (42,1 % ; 20,6 % et 75,7 %).

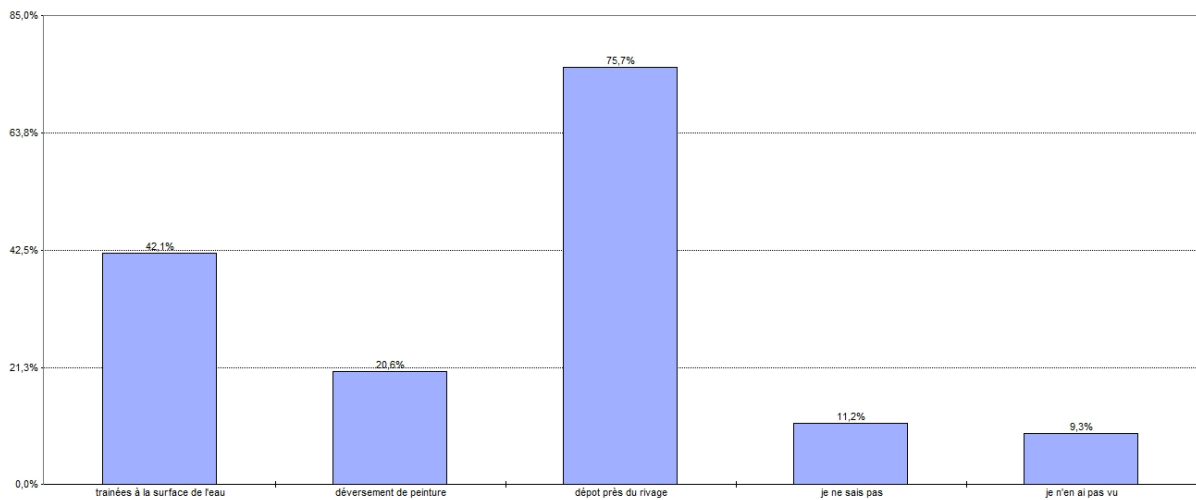


Figure 93- Réponses obtenues en ce qui concerne une densité élevée d'algues.

En croisant ces différentes variables, nous essayons de déterminer des profils algaux des différents types d'algues observés en Cévennes.

-Principaux profils algaux établis

A partir des quatre grandes caractéristiques dont nous disposons (la couleur, l'aspect, le mode de fixation et la densité), nous tentons d'établir des profils algaux en fonction de l'aspect des algues observées. Nous réalisons donc un tableau à double entrée caractérisant ainsi les principales classes retenues.

Tableau 26 : Détermination de profils algaux.

	<u>Couleurs</u>	<u>Modes de fixation et densités</u> (il est très difficile d'estimer précisément les différences de densité en fonction du type d'algues)
<u>Algues filamenteuses</u>	Généralement vertes ; parfois brunes mais moins fréquent	Algues caractéristiques des fortes densités, retrouvées aussi bien au fond du lit d'un cours d'eau qu'à la surface quand des morceaux détachés y flottent
<u>Boules</u>	Vertes	Accrochées aux rochers, essentiellement dans les eaux limpides où seulement quelques résidus algaux sont observables ; algues sous forme de boules également observées en aval des stations d'épuration (ex : la Tour)
<u>Mousses</u>	Vertes	Accrochées aux rochers ou tapissant le lit d'un cours d'eau, elles sont observées généralement dans les mêmes endroits que les algues filamenteuses (bras morts, zones à faibles remous, etc.)

Il semble très difficile de compléter ce tableau avec les dates d'apparition des différentes algues ou de déterminer d'éventuels foyers de proliférations en fonction de l'aspect des algues observées.

Essayons à présent de cibler avec plus de précisions les principaux facteurs responsables d'une telle prolifération algale.

-Potentielles causes de développement algal

La figure 94 référence les principales causes de proliférations algales observées en Cévennes selon toujours les personnes interrogées.

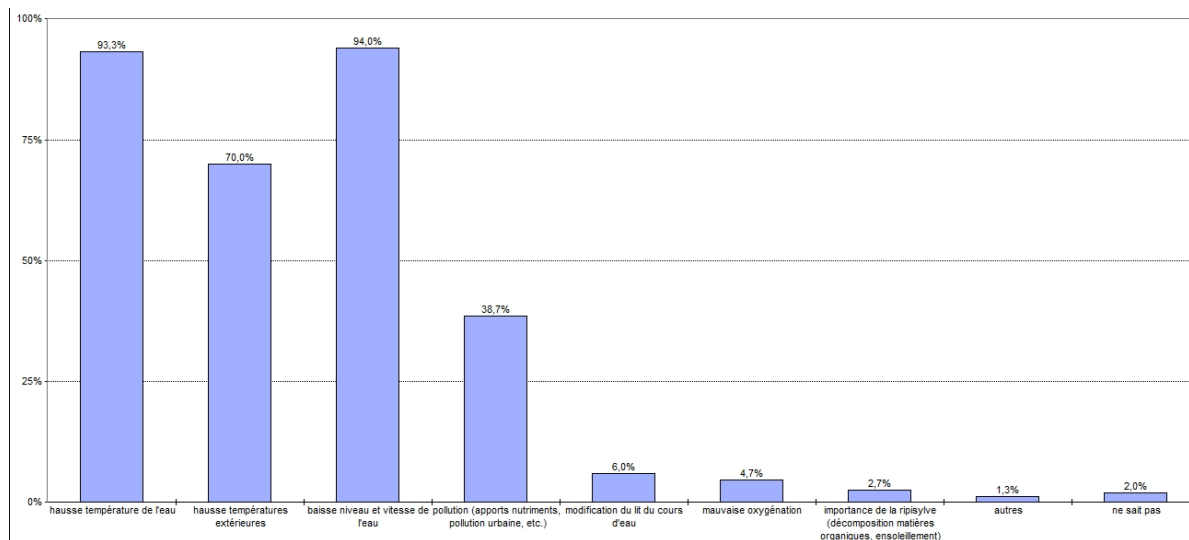


Figure 94- Les causes potentielles du développement algal.

Ainsi, les trois principaux facteurs seraient selon les sondés : une hausse de la température de l'eau en été conjuguée à une baisse du niveau d'eau et d'un ralentissement de la vitesse d'écoulement, le tout s'inscrivant dans un contexte d'augmentation des températures extérieures puisque ce phénomène se produit généralement durant la belle saison. Le facteur pollution n'intervient que dans un second temps.

-Gêne occasionnée par les algues

Afin d'appréhender au mieux la gêne occasionnée, nous commençons par présenter la gêne suscitée par les algues, puis nous essayerons de voir si cette dernière se matérialise sous différente forme et/ou à des intensités différentes.

62,3 % des personnes sondées considèrent ces algues gênantes ; contre 106,6 % qui ne les considèrent pas comme gênantes.

- Oui (zones en eau) : 33,1 %
- Oui (bras morts) : 29,1 %
- Non (zones en eau) : 59,6 %
- Non (bras morts) : 47 %
-

Globalement, ces algues semblent peu affecter les populations. Toutefois, l'estimation de la gêne est variable. Elle est tout d'abord fonction de la position des algues dans le cours d'eau (Fig. 95).

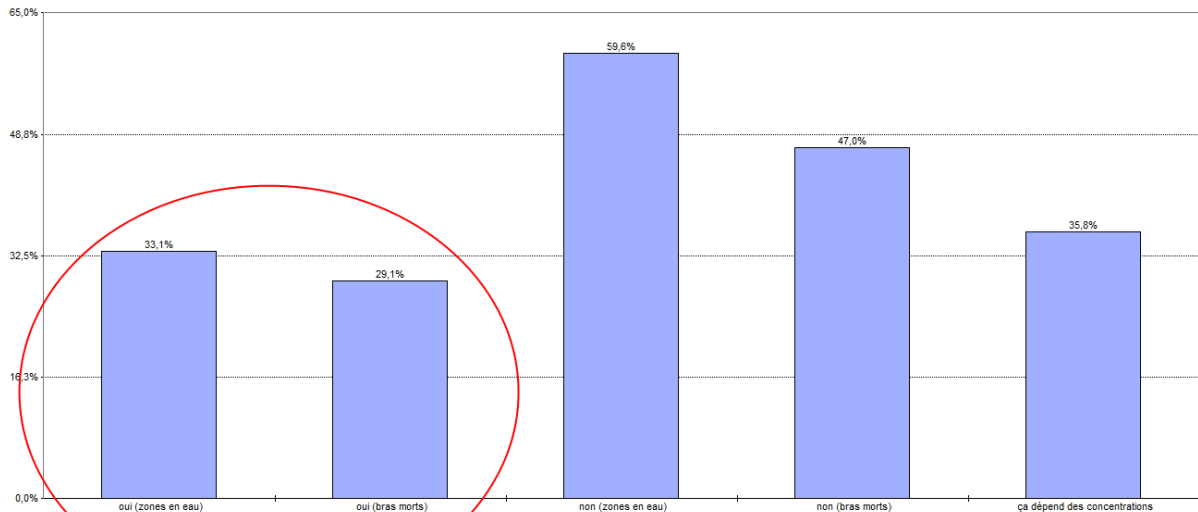


Figure 95- Estimation de la gêne visuelle générée par les algues.

Les populations semblent plus affectées quand les algues se localisent dans les zones en eau. De plus, la gêne occasionnée par les algues serait également fonction des concentrations algales (35,8 % des individus questionnés estiment que la gêne est variable selon les concentrations algales).

Afin d'étayer les considérations sur la gêne, nous avons également pris en compte la gêne tactile et olfactive que peut éventuellement induire la présence d'algues sur un cours d'eau. 55 % des individus questionnés estiment que ces algues sont gênantes au toucher ; et 113,2 % pensent le contraire.

- Oui (zones en eau) : 32,5 %
- Oui (bras morts) : 22,5 %
- Non (zones en eau) : 60,3 %
- Non (bras morts) : 53 %

Là encore, la quantification de la gêne est variable (Fig. 96).

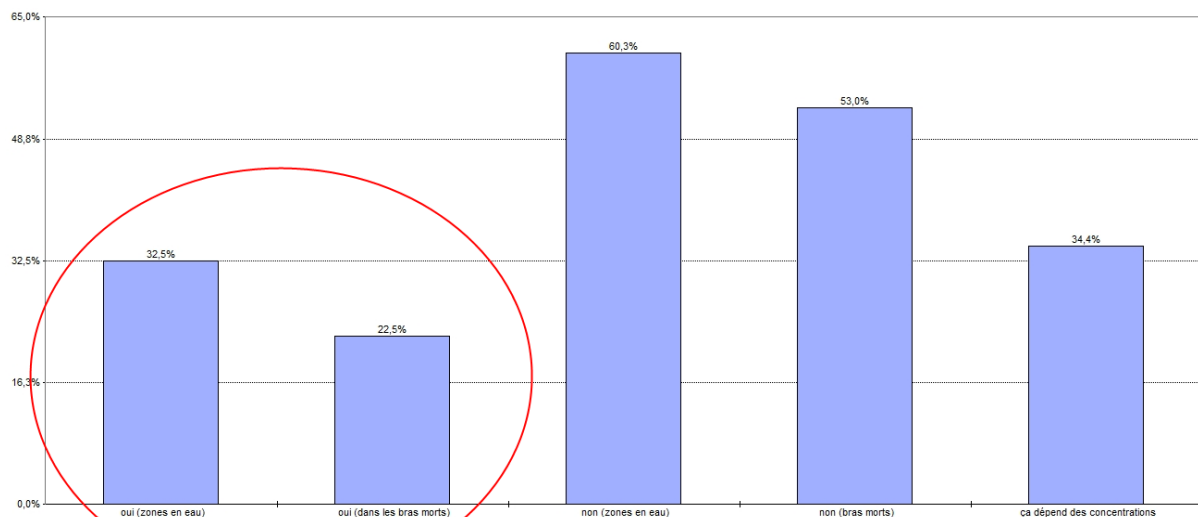


Figure 96- Estimation de la gêne générée par les algues sur la sensation du toucher.

La position des algues dans le cours d'eau fait varier la gêne : on passe de 32,5 % à 22,5 % selon que les algues se trouvent dans le cours d'eau directement ou dans les bras qui ne sont plus alimentés. Elle est également variable selon les concentrations algales pour 34,4 % des individus.

En ce qui concerne la gêne olfactive, la réponse est très largement « non ». Comme nous pouvons le constater sur le tableau ci-dessous, le pourcentage pour le paramètre « oui » est de 5,7 % contre 94,3 % pour la catégorie « non ».

Oui	5,7
Non	94,3

La notion de « seuil » semble intéressante à retenir. En effet, plusieurs individus estiment que leur sentiment de gêne occasionné par les algues est fonction de leurs concentrations. Ainsi, une augmentation des concentrations algales serait susceptible de faire basculer le système. Les algues exerceraient ainsi, dans un futur plus ou moins proche, de potentielles contraintes sur les activités touristiques et de loisirs de la région. Des études supplémentaires sont toutefois nécessaires pour préciser et affiner la valeur de ce seuil. En effet, en mettant en parallèle la gêne liée aux algues d'un côté, et les densités algales de l'autre, les figures suivantes montrent une tendance à l'accroissement de la gêne quand les concentrations algales augmentent.

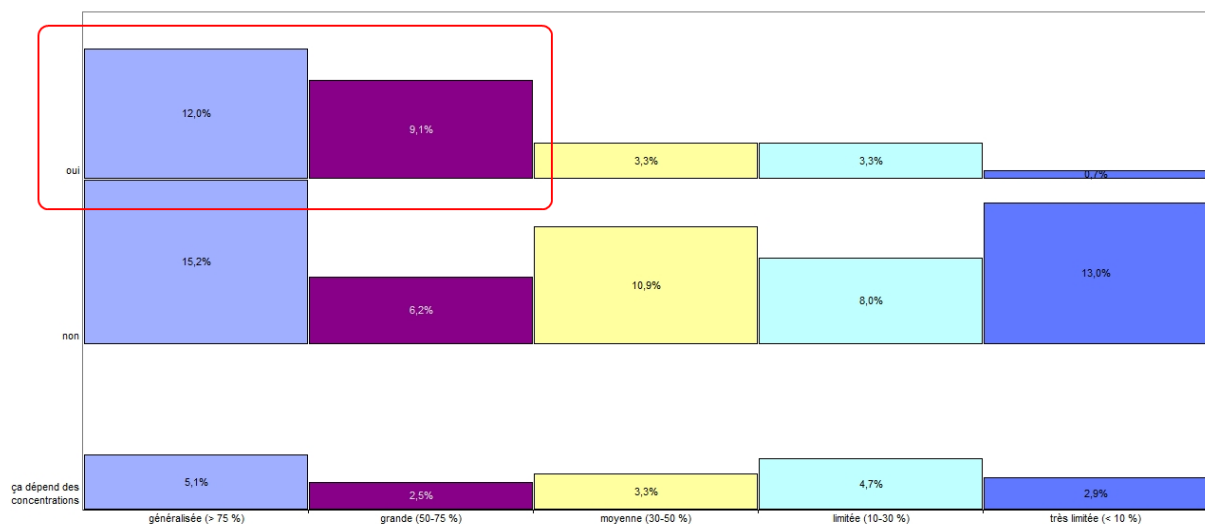


Figure 97- Variations de la gêne visuelle en fonction des concentrations algales.

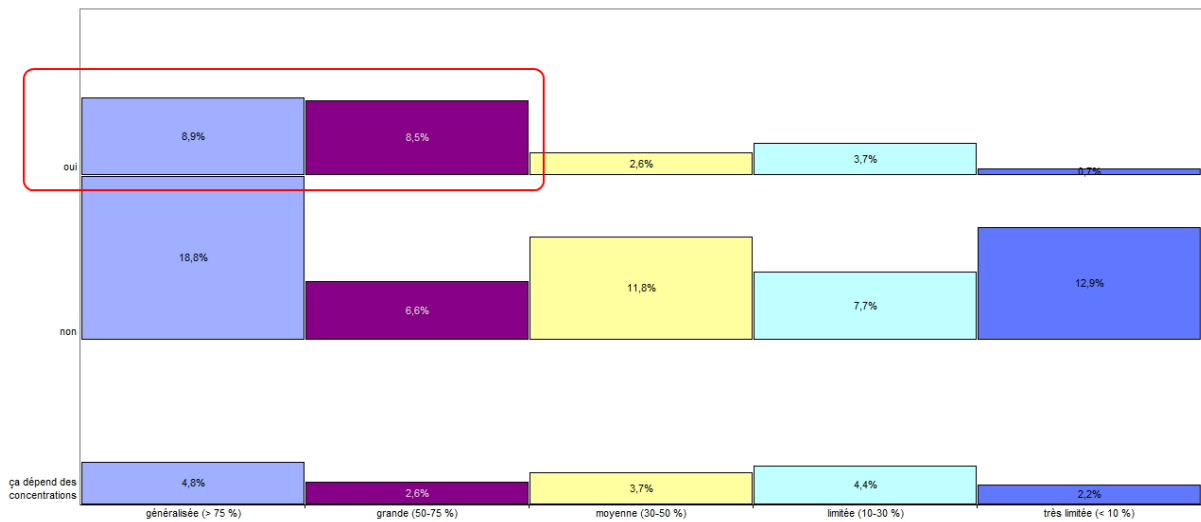


Figure 98- Variations de la gêne tactile en fonction des concentrations algales.

En effet, la gêne occasionnée par les algues est bien plus importante pour des fortes concentrations. En revanche, les conclusions pour le paramètre « non » sont beaucoup moins évidentes ; un biais de taille en est probablement responsable.

Voyons à présent comment cette gêne varie selon les types de populations (Figs. 98 et 99).

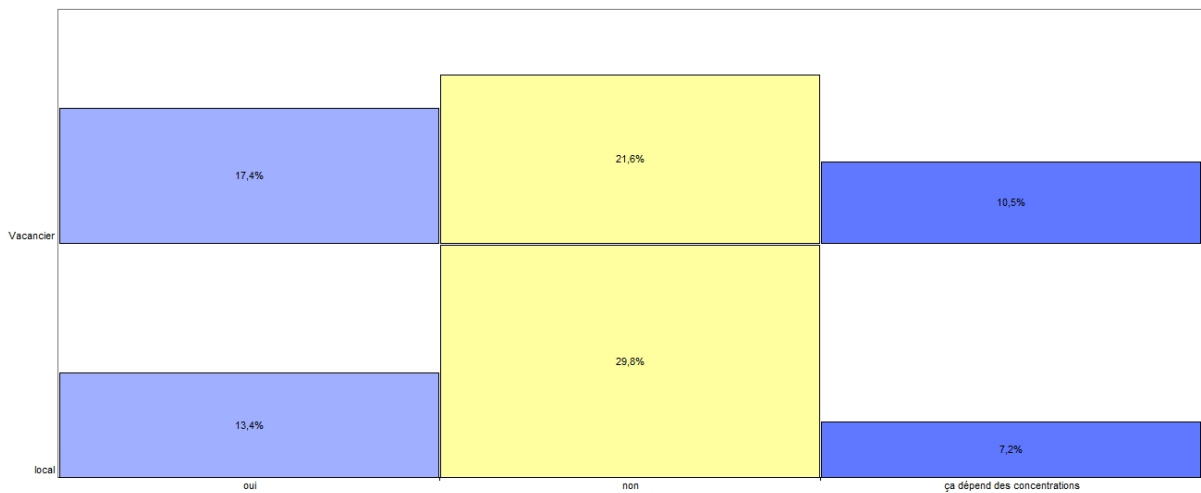


Figure 99- Variations de la gêne visuelle en fonction du type de population.

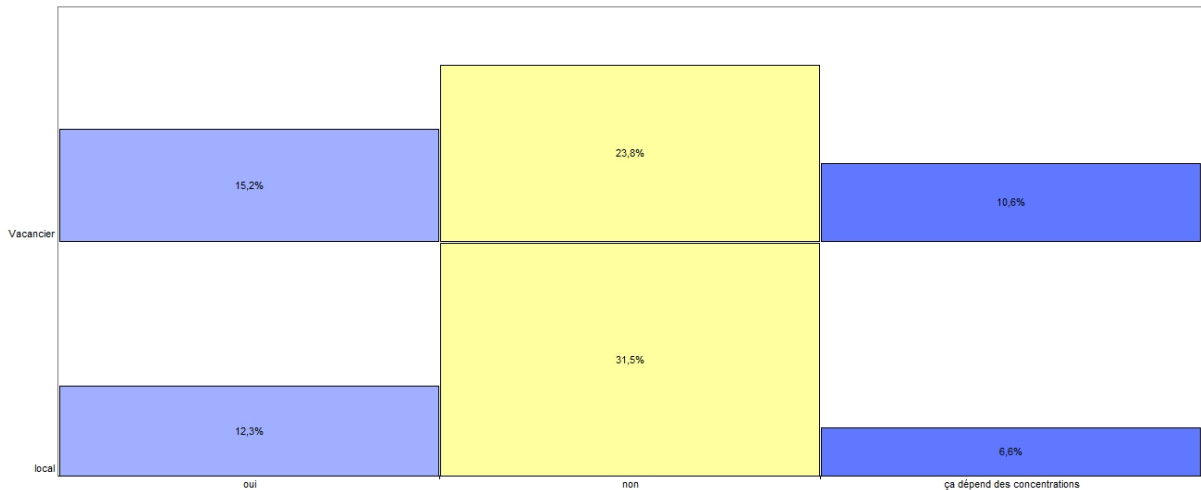


Figure 100- Variations de la gêne tactile en fonction du type de population.

Il semblerait que les touristes soient plus sensibles aux algues que les populations locales. Cette constatation est particulièrement intéressante étant donné que les vacanciers sont un peu moins nombreux que les résidents dans l'échantillon d'étude.

-Algues et impacts sanitaires

Nous essayons ici de savoir comment les personnes questionnées considéraient les algues et si elles les associaient automatiquement à un danger ou à une pollution.

-Algues : sources potentielles de dangers ?

La majeure partie des personnes interrogées (83,3 %) ne voit aucun danger particulier dans les proliférations algales qui surviennent en Cévennes ; 15,3 % en revanche estiment qu'elles représentent un éventuel danger (Fig. 101).

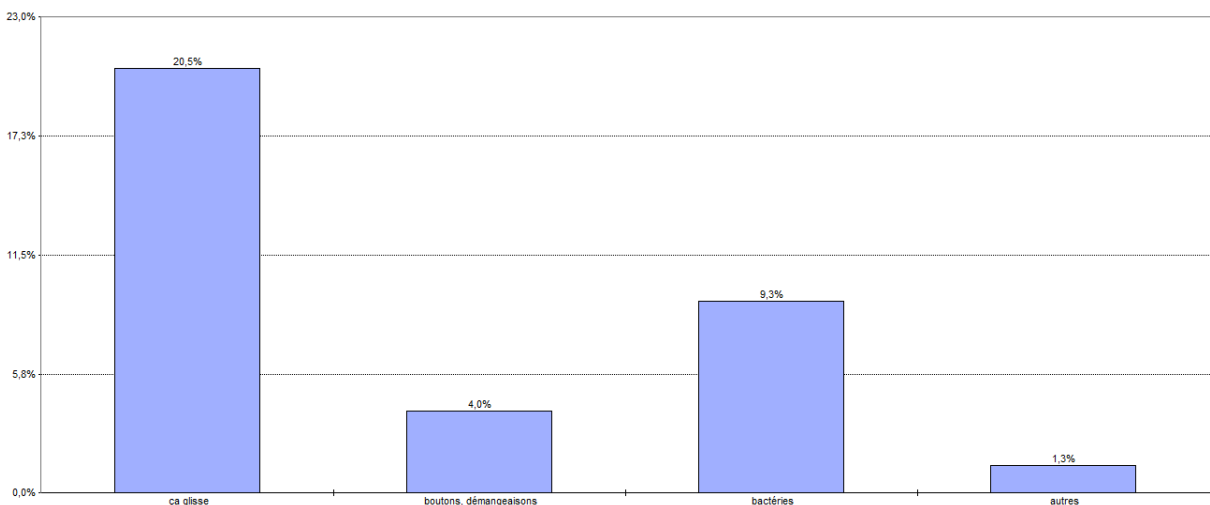


Figure 101- Principales causes de dangers recensées par la population interrogée.

20,5 % des individus questionnés pensent que le principal danger lié aux algues est le fait qu'elles peuvent faire glisser et qu'elles représentent donc une source d'accidents corporels ; 9,3 % les associent à des bactéries et 4 % estiment qu'elles sont sources de réactions cutanées (boutons, démangeaisons, etc.).

Pour compléter ces informations, nous essayons de mettre en perspective la notion de dangers avec des variables comme le type d'algues (Fig. 102) et les concentrations (Fig. 103) ou le type de populations interrogées (Fig. 104).

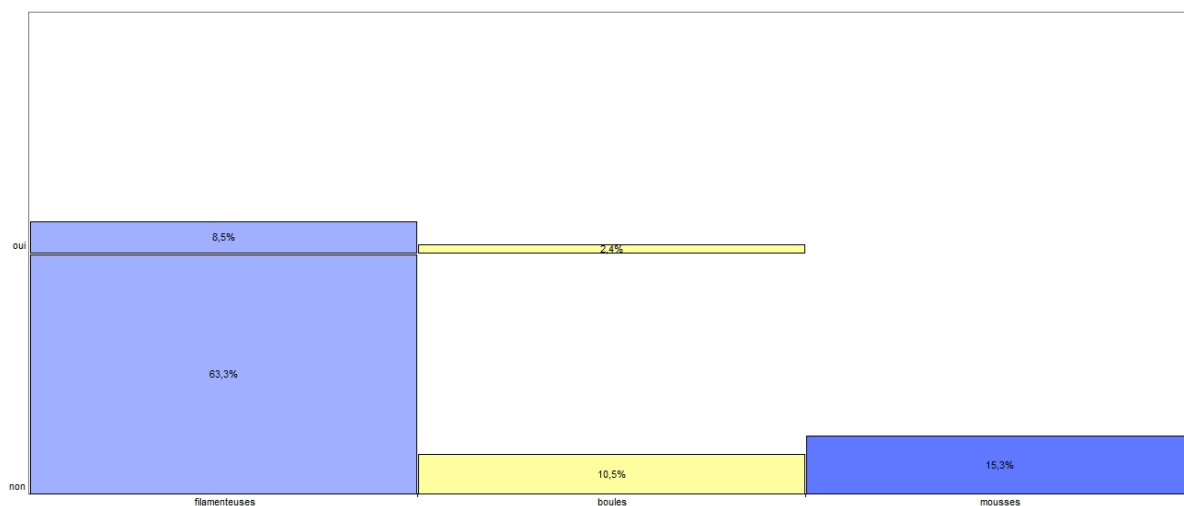


Figure 102- Variations de la notion de danger en fonction du type d'algues.

Les algues filamenteuses sont celles qui inquiètent le plus les individus. Les boules et les mousses auraient un impact bien plus limité.

De plus, on peut penser qu'il existe un lien entre densités algales et perceptions de dangers par les individus. La relation mérite d'être approfondie, mais globalement plus les concentrations algales sont importantes, plus les populations perçoivent un danger.

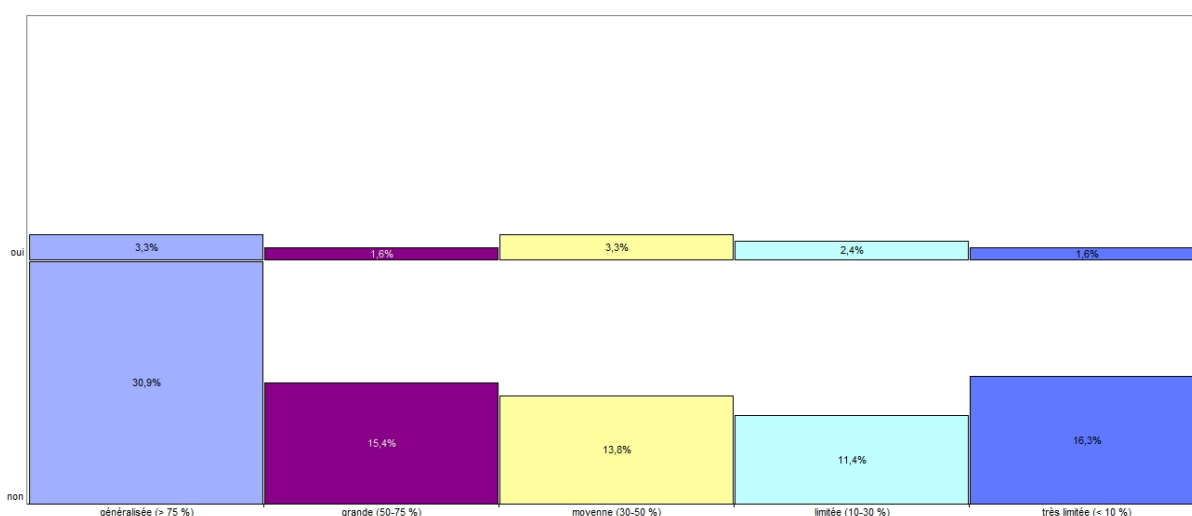


Figure 103- Variations de la notion de danger en fonction des concentrations algales.

Enfin, il semble intéressant de voir si la notion de danger est identique en fonction des individus considérés.

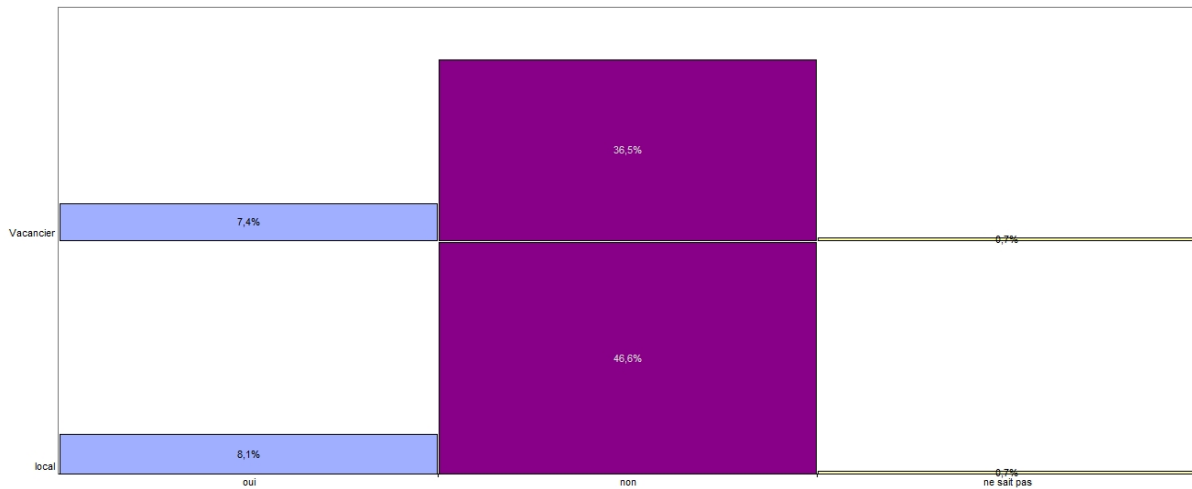


Figure 104- Variations de la notion de danger en fonction du type de population.

Apparemment, les populations locales seraient légèrement plus pessimistes que les touristes sur l'eutrophisation qui sévit en Cévennes.

_Algues : sources potentielles de pollution ?

Comme pour la notion de danger, un lien entre algues et pollution est recherché.

Une grande partie de l'échantillon (96,1 %) ne fait pas de lien entre algues et pollution. La faible part des réponses « oui » à cette question pourrait peut-être s'expliquer par les fluctuations de perceptions en fonction du type d'algues et des caractéristiques du milieu (Fig. 105).

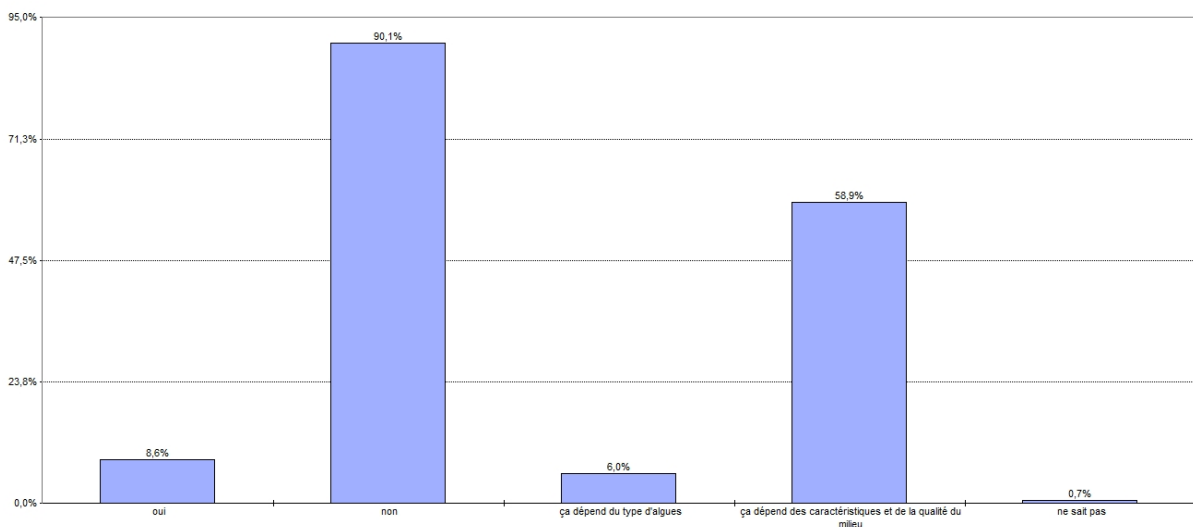


Figure 105- Algues et pollution.

En effet, près de 60 % de la population estime que la notion de pollution par les algues est fonction de la qualité et des caractéristiques du milieu. Nous pouvons donc penser qu'une des chances des Cévennes est d'être un milieu rural, assez bien préservé et qui connaît peu de pressions apparentes. Néanmoins, **la comparaison avec les manifestations d'eutrophisation en Bretagne est récurrente.**

Voyons à présent si ces premières constatations peuvent être complétées.

Si nous croisons le type d'algues et la notion de pollution (Fig. 106), les algues filamenteuses sont celles qui inquiètent le plus.

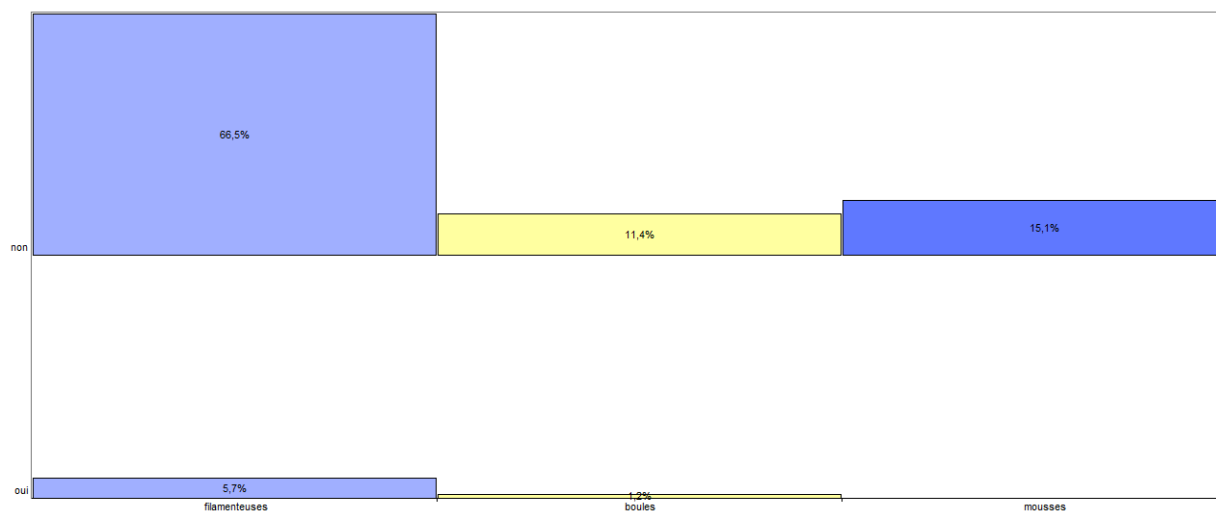


Figure 106- Variations de la notion de pollution en fonction du type d'algues.

Voyons à présent comment les différents types de population considèrent ces algues (Fig. 107).

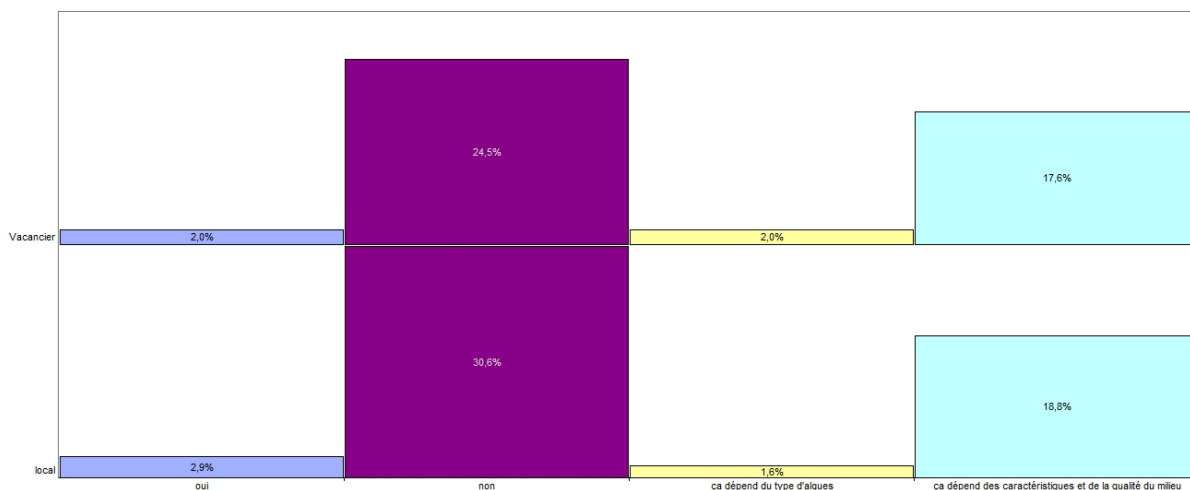


Figure 103- Variations de la notion de pollution en fonction du type de population.

Les populations locales semblent un peu plus inquiètes que les vacanciers sur l'eutrophisation qui sévit en Cévennes.

Il aurait également été intéressant de voir s'il existait un lien entre perception de la pollution et densités algales, mais les résultats obtenus semblent peu pertinents et difficilement exploitables.

-Algues et éventuelles conséquences socio-économiques

La grande question est de savoir si ces algues modifient les pratiques des usagers.

16,6 % des personnes fréquentant le cours d'eau ont répondu que ces algues modifiaient leurs pratiques ; 74,8 % estiment qu'elles ne les gênent en rien et 29,8 % estiment que la modification de leurs pratiques est variable suivant les concentrations algales. La modification des pratiques serait particulièrement vraie pour les algues filamenteuses et serait sensible aux concentrations algales (Fig. 108).

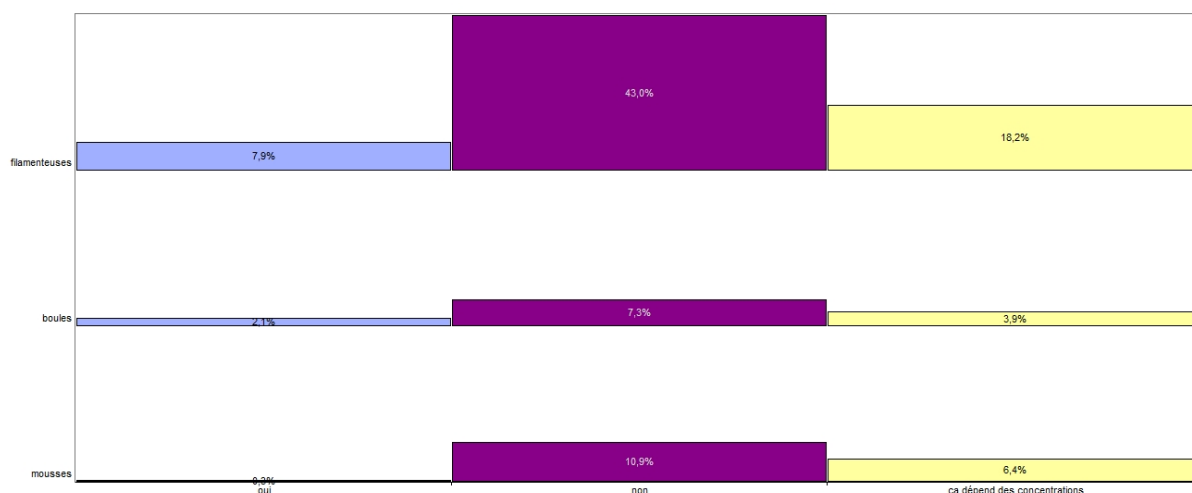


Figure 108- Variations des pratiques en fonction du type d'algues.

Afin d'appréhender au mieux les éventuelles conséquences socio-économiques de l'eutrophisation en Cévennes, nous avons jugé bon de croiser les résultats obtenus pour la modification des pratiques et les types de population (Fig.109).

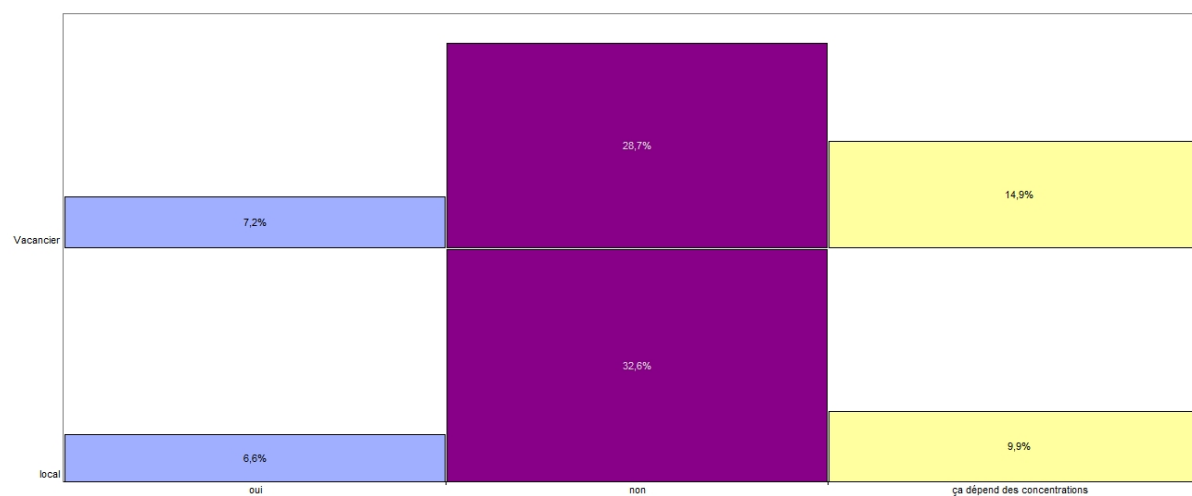


Figure 109- Variations des pratiques en fonction du type de population.

Les algues semblent avoir plus d'impacts sur les pratiques des touristes. Le maintien de leurs pratiques dépend des concentrations algales.

De plus, il nous semble pertinent de s'intéresser tout particulièrement aux enfants, populations plus fragiles et vulnérables. En effet, de par leurs jeux, les enfants sont plus en contact avec des germes nocifs (ils avalent de l'eau, touchent les algues, se roulent dedans, etc.) que les adultes. Leur système immunitaire est donc mis à rude épreuve, d'autant plus que celui-ci est en train de se constituer et est donc moins résistant que celui d'un sujet sain et adulte. A cela, s'ajoute une masse corporelle moins importante que chez un adulte. Ainsi, pour une quantité égale de matières toxiques, la concentration algale sera plus forte chez l'enfant qui risque d'en être davantage impacté. La question est de savoir si, malgré la présence d'algues, les parents laissent toujours leurs enfants se baigner dans les eaux du Gardon. Ainsi 77,5 % des parents interrogés laissent leurs enfants se baigner ; 33,8 % non et 46,4 % font avant tout attention aux concentrations algales.

-Algues et modifications des perceptions

19,9 % des individus questionnés estiment que les algues modifient leurs perceptions du cours d'eau ; 71,5 % prétendent qu'elles n'ont aucun effet et 27,8 % jugent que l'altération de leurs perceptions est fonction des concentrations algales. Pour la majeure partie des témoignages collectés, les individus estiment que les algues rendent le cours d'eau moins « joli » et qu'elles sont potentiellement synonymes de perturbations et de dysfonctionnements du cours d'eau.

Reste à savoir maintenant si la modification des perceptions des individus varie selon les types d'algues (Fig. 110) leurs densités (Fig. 111), et les individus considérés (Fig. 112).

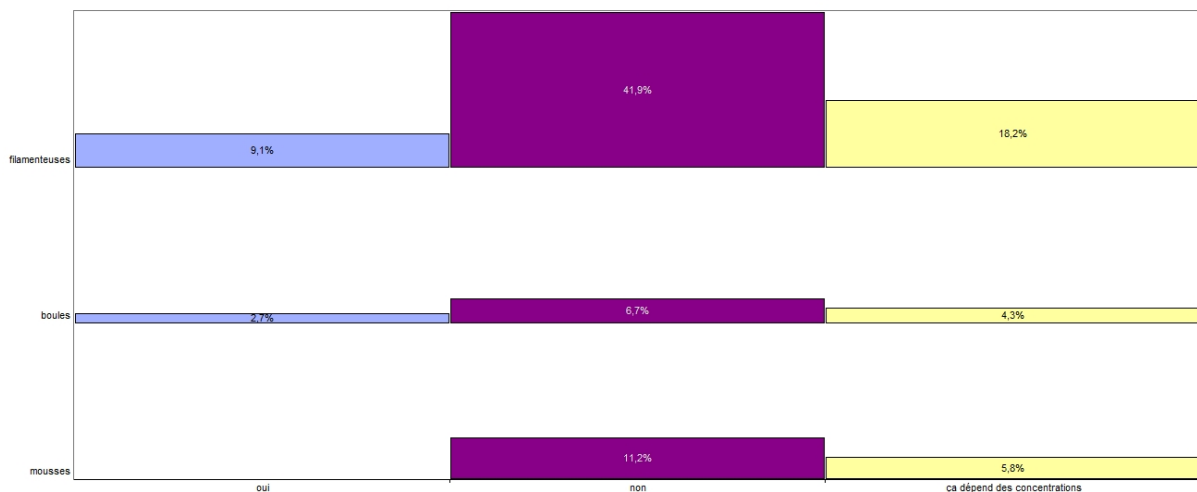


Figure 110- Variations des perceptions en fonction du type d'algues.

Le graphique ci-dessus montre que les algues filamenteuses seraient celles qui modifieraient le plus les perceptions des individus.

La modification des perceptions pourrait également dépendre des concentrations.

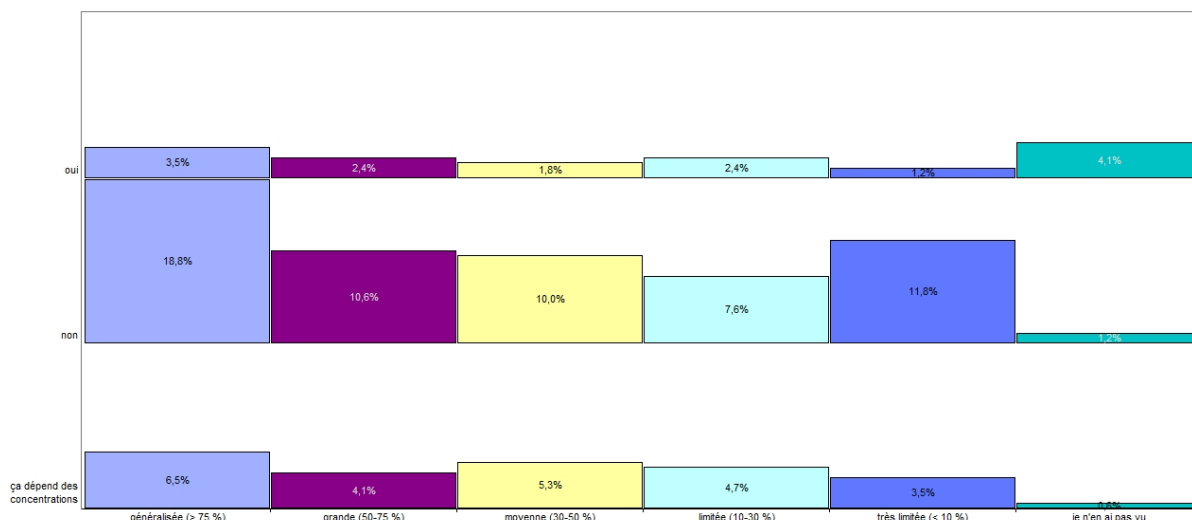


Figure 111-Variations des perceptions en fonction des concentrations algales.

Globalement, plus les concentrations sont importantes, plus la modification des perceptions est intense.

Considérons enfin la variation des perceptions en fonction des types de population.

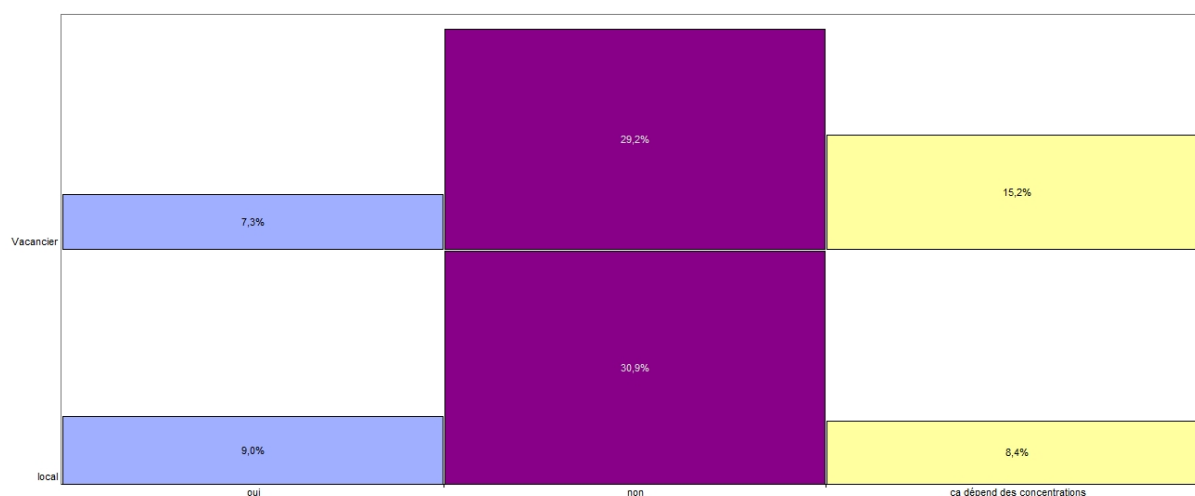


Figure 112- Variations des perceptions en fonction du type de population.

Les populations locales sont celles qui semblent le plus sujettes aux modifications de leurs perceptions par les algues. **Les algues semblent davantage impacter les perceptions des populations locales que celles des touristes. Toutefois, les touristes sont plus sensibles aux variations des concentrations algales.** On peut donc penser que si l'eutrophisation en Cévennes venait à s'intensifier, la modification des perceptions par les touristes serait bien plus importante. Il pourrait donc être intéressant de creuser cette question et de mieux cerner l'impact de l'eutrophisation sur les activités socio-économiques et touristiques cévenoles. En effet, une question du questionnaire s'interrogeait sur la part des individus sondés qui pensait ou non revenir en Cévennes, mais les résultats obtenus sont peu pertinents à commenter.

L'un des buts de l'étude était également d'améliorer la connaissance générale du Gardon.

-Amélioration de la connaissance générale du Gardon (Evaluation de la qualité)

Globalement, la population considère que le Gardon est en bon état (Fig. 113).

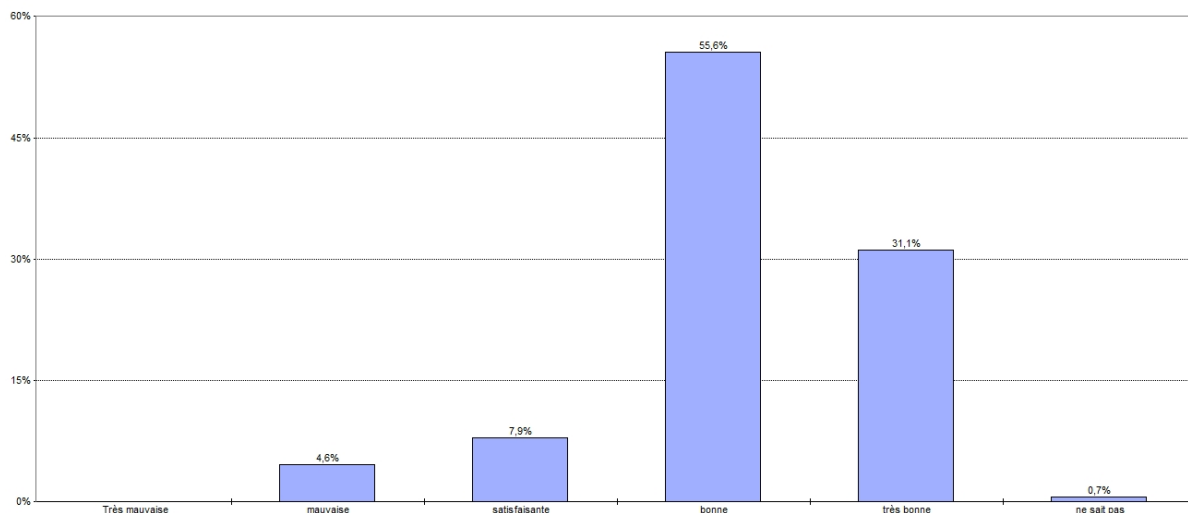


Figure 113- Evaluation de la qualité générale du Gardon par la population sondée.

Toutefois, ils ont conscience qu'il existe des sources de pollution (Fig. 114).

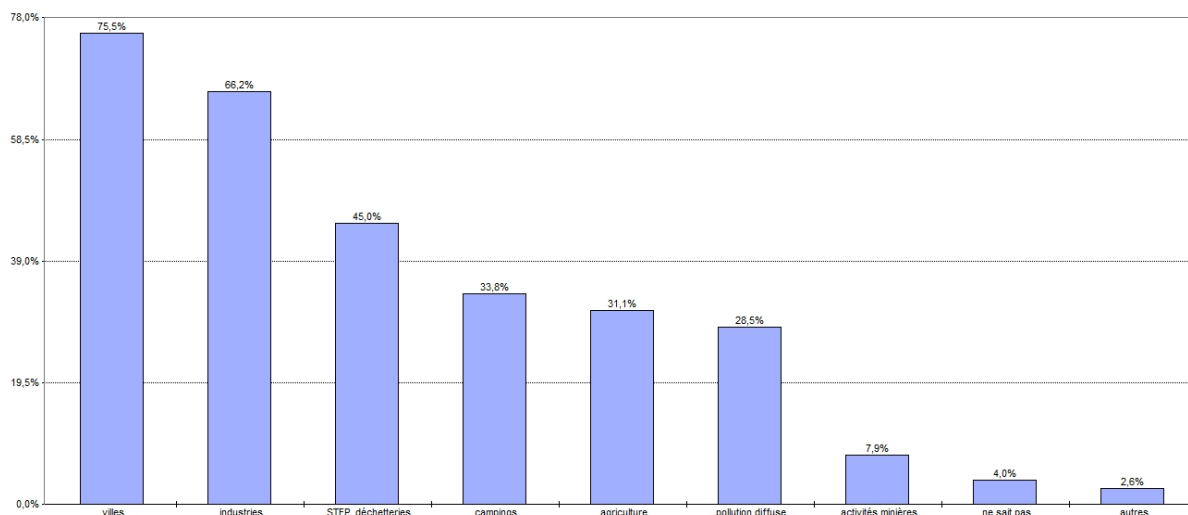


Figure 114 - Principales sources de pollution du Gardon pour la population sondée.

Ainsi, les principales sources de pollution seraient les villes (75,5 %), les industries (66,2 %), les stations d'épuration et les déchetteries (45 %), les campings (33,8 %) et l'agriculture (31,3 %).

La carte ci-dessous localise les principales sources de pollution du Gardon.

On peut donc se demander quels sont les endroits les plus propres (Fig. 115) et les plus sales (Fig. 116) du Gardon.

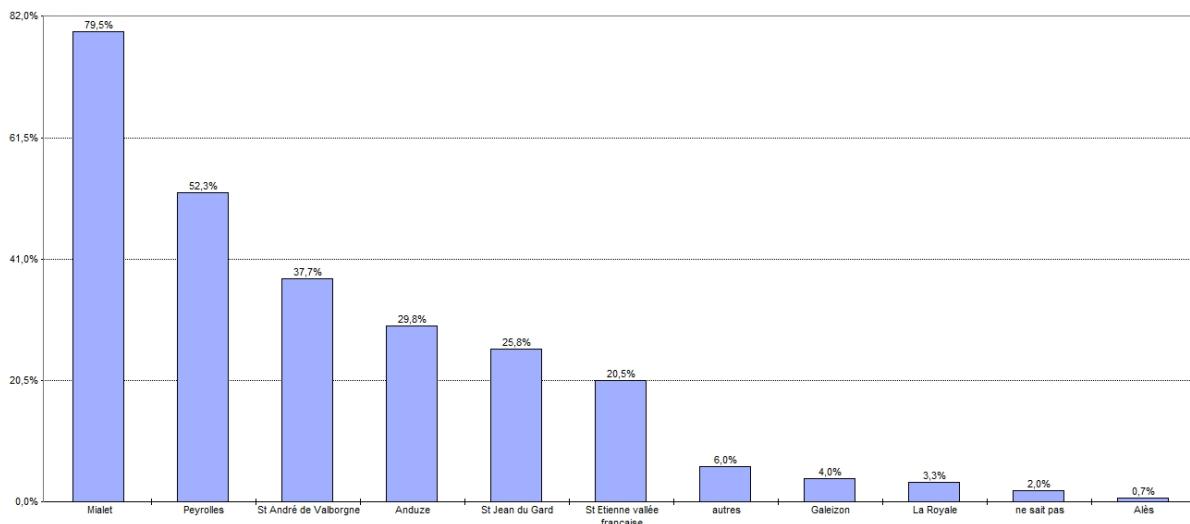


Figure 115- Recensement des endroits perçus comme propres par la population sondée.

Mialet arrive en tête des endroits les plus propres (79,5 %). Viennent ensuite les points situés en amont du Gardon comme Saint-André de Valborgne (37,7 %) et Peyrolles (52,3 %) par exemple. En revanche, les endroits considérés comme sales se localisent autour des villes ; Alès arrive en tête (86,1 %), vient ensuite Nîmes (34,4 %) et les communes situées à l'aval d'Anduze (28,5 %).

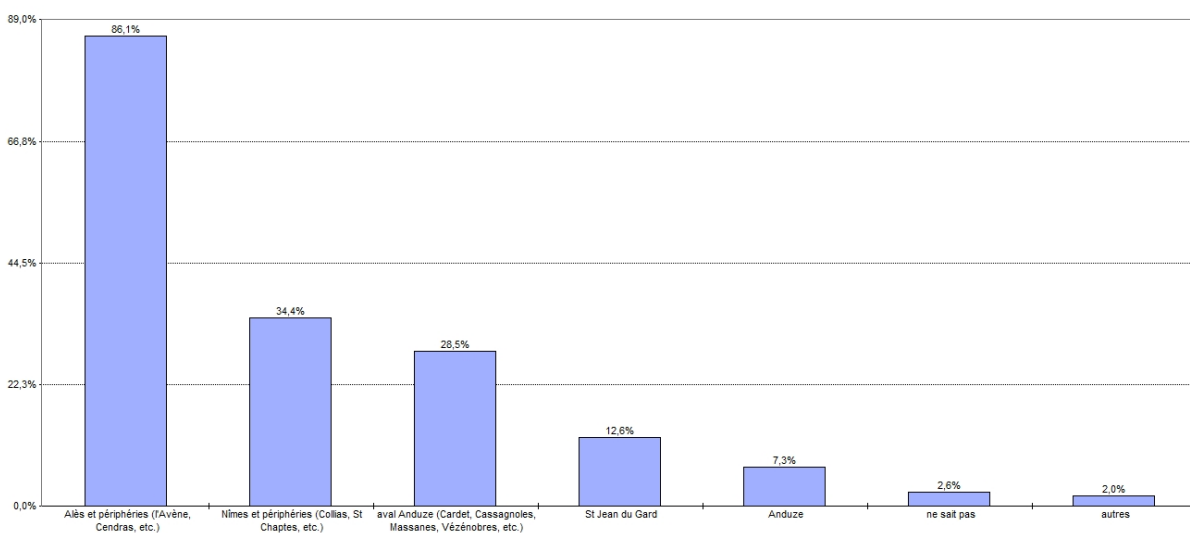


Figure 116- Recensement des endroits perçus comme sales par la population sondée.

3.5.4 Synthèse

Cette année, le pic de développement algal semble avoir eu lieu à la mi-août (voir Planche photo 3). La datation de l'antériorité de l'eutrophisation en Cévennes est toutefois plus difficile à estimer.

Les algues majoritairement présentes en Cévennes sont de trois types : filamenteuses (118,5 %), des mousses (25,2 %) et des algues sous forme de boules (21,2 %). Elles sont pour la plupart de couleurs verte ; les algues filamenteuses, en vieillissant peuvent éventuellement prendre une couleur qui tire sur les marrons-bruns. Les algues filamenteuses sont les algues caractéristiques des grandes densités. Elles se trouvent aussi bien accrochées aux rochers, tapissant le lit du cours d'eau, qu'à la surface quand des particules se détachent. Les boules et les mousses en revanche ont une emprise au sol bien plus limitée. Elles sont la plupart du temps arrimées aux rochers, dans les zones plus mouvementées, qui leur servent ainsi de point de fixation. Il est toutefois difficile de déterminer avec plus de précisions et de détails d'éventuels profils algaux.

Les principales causes identifiées pouvant expliquer un tel développement algal sont les suivantes : une hausse des températures extérieures (l'eutrophisation en Cévennes se manifeste essentiellement en été), une hausse de la température de l'eau (expliquée par un apport de chaleurs extérieures et par un étiage, caractéristique des cours d'eau méditerranéen en été) et par une baisse de la vitesse et du niveau du cours d'eau (situation de basses eaux). Ces quatre facteurs, amplifiés par un apport ponctuel de nutriments (provenant principalement des stations d'épuration et des campings), seraient les causes d'un tel développement algal. On peut ajouter à cela une modification du lit du cours d'eau. En effet, le profil du Gardon a, par les crues qu'il connaît et les différents aménagements réalisés, été modifié. Alors qu'auparavant, le profil du Gardon était constitué d'une succession de replats et de chutes, augmentant ainsi localement la vitesse du cours d'eau, paramètre contraignant la colonisation du cours d'eau par les algues. Aujourd'hui, une réduction générale de la profondeur du cours d'eau et une certaine homogénéisation de la pente le long du Gardon sont observées. Cette modification de paramètres s'est accompagnée d'un important développement des campings, dont les systèmes de retraitement des eaux sont parfois insuffisants et défectueux.

L'un des enjeux de l'étude était d'essayer d'appréhender les éventuelles conséquences socio-économiques et touristiques que pouvait engendrer l'eutrophisation en Cévennes. Des paramètres tels que la gêne occasionnée, le sentiment de dangers ou de pollutions, ou encore la modification des pratiques et des perceptions ont donc été analysés. L'idée d'un seuil limite à ne pas dépasser est récurrente dans de nombreux témoignages et apparaît comme fondamentale dans l'appréciation et l'évaluation de ces variables. Bien qu'elle mérite d'être affinée et détaillée, on peut d'ores et déjà dire que ces facteurs auraient tendance à s'intensifier quand les concentrations algales augmentent. Toutefois, ces paramètres n'évoluent pas linéairement selon les types d'algues et les individus considérés. En effet, les algues filamenteuses seraient celles qui inquièteraient le plus. D'autre part, les algues représenteraient une gêne plus importante pour les touristes que pour les populations locales. L'impact sur leurs pratiques serait donc plus important, d'autant plus que cette altération serait très sensible aux variations de concentrations algales. La modification des perceptions semble cependant plus critique pour les populations locales qui seraient plus pessimistes à l'égard du phénomène d'eutrophisation et de ses potentielles causes. Notons toutefois qu'une des chances des Cévennes est d'être un milieu rural, préservé et soumis à relativement peu de pressions. En effet, la

comparaison avec la situation d'eutrophisation très médiatisée en Bretagne est fréquente. La qualité et les caractéristiques du milieu sont deux facteurs importants qui tendent à minimiser l'impact des algues auprès des individus.

Ces quelques considérations donnent une petite appréciation des conséquences socio-économiques sous-jacentes.

Des limites peuvent toutefois être relevées. En effet, comme le nombre de données par catégories était variable, certains résultats connaissent un effet de taille. Une imprécision dans les données peut également être notée, notamment en ce qui concerne l'antériorité de l'apparition algale en Cévennes. De plus, il paraît important de continuer les campagnes de mesures des paramètres physico-chimiques pour enregistrer les éventuelles modifications de certains paramètres du Gardon, voir si cette potentielle modification se répète dans le temps et dans l'espace et s'il existe une corrélation avec les blooms algaux cévenols.

De nouvelles pistes pourraient donc être explorées dans les recherches à venir. Il conviendrait tout d'abord d'améliorer la connaissance de l'antériorité du développement algal en Cévennes afin d'avoir un recul critique nécessaire à la bonne appréhension du phénomène. De plus, il pourrait également être intéressant de voir si ce phénomène a éventuellement connu un décalage au cours de l'année, si sa fréquence et son intensité ont-elles-aussi été modifiées. Enfin, l'approfondissement de la notion de seuil apparaît particulièrement nécessaire ; la quantifier avec plus de justesse permettrait de mieux cerner et anticiper les conséquences socio-économiques sous-jacentes à l'eutrophisation en Cévennes.

3.6 Perspectives de recherche

Des sondes vont enregistrer en continu un certain nombre de paramètres physico-chimiques tels que la température de l'eau, le PH, la conductivité, les teneurs en N et en P et l'oxygène dissous. Ces paramètres, alliés à l'observation terrain vont nous permettre de connaître les facteurs qui jouent un rôle dans la marche vers l'état critique, et notamment de savoir très précisément à partir de quels seuils, par exemples de température de l'eau, ou de taux de Nitrates ou bien encore de Phosphates, les algues apparaissent (analyses de sensibilité).

L'ensemble de ces mesures seront par la suite intégrées au sein d'une modélisation de type bayésienne afin de déceler la part imputable à chacun de ces facteurs, mais également afin de voir comment ils interagissent entre eux pour dessiner des processus favorables au *bloom* algal.

« Les réseaux bayésiens, initiés par Judea Pearl dans les années 1980 se sont révélés des outils très pratiques pour la représentation de connaissances incertaines et le raisonnement à partir d'informations incomplètes, dans de nombreux domaines comme la bioinformatique, la gestion du risque, la sécurité informatique, le transport etc.. ». Ils ont acquis leurs lettres de noblesse dans le

domaine du diagnostic médical, informatique et industriel et leurs champs d'application ne cessent de s'étendre : risques opérationnels, gestion de projet, marketing, optimisation de processus.

Ils permettent d'établir des relations de dépendances ou d'indépendances entre différentes variables aussi bien quantitatives que qualitatives, d'analyser leurs interrelations, leurs combinaisons, mais surtout de quantifier ces relations à l'aide de paramètres ou de probabilités. Le contexte est celui d'un formalisme mathématique de représentation des connaissances incertaines (probabilistes).

De plus, l'outil de type « réseau bayésien » a l'avantage de pouvoir rassembler et de fusionner des connaissances à partir de données de diverses natures quantitatives/qualitatives, de types expert, de les faire cohabiter dans un même modèle (forte capacité intégrative), mais également d'introduire le retour d'expériences (données historiques ou empiriques). En effet, un réseau bayésien peut être construit à partir de données, soit par apprentissage (apprentissage incrémental, inférence), soit à partir d'une modélisation explicite du domaine de type expert, soit il permet de coupler les connaissances des experts et les données disponibles. Les données peuvent être exprimées sous forme de règles logiques, de type équations statistiques ou bien encore de probabilités subjectives, voire d'observations.

En outre, grâce à la fusion de données, le réseau bayésien a la capacité de prendre en compte des données incomplètes ou incertaines et de vérifier ensuite ces informations. En effet, connaissant les valeurs d'une variable mais méconnaissant les valeurs d'autres, il est possible grâce au calcul des probabilités de retrouver les données manquantes ou lacunaires (principe de l'inférence). Enfin, par le biais de procédures de type *Data mining* les meilleures variables à sélectionner sont proposées, de même que des informations *a priori* inconnues et à valeur prédictives peuvent être « automatiquement » extraites de la base de données. En effet, les réseaux bayésiens permettent à la fois de modéliser des connaissances et à la fois de produire des connaissances (fonction hautement heuristique) à travers la mise en évidence de relations causales jusqu'à présent cachées ou de variables latentes, et ce, dans le cadre d'une analyse non supervisée (*Causal knowledge discovery*).

Les réseaux bayésiens apportent donc de la valeur ajoutée en termes de connaissances, ils représentent un formidable outil pour la modélisation quantitative de systèmes complexes en domaine incertain. Il s'agit d'une modélisation évolutive, car le réseau bayésien s'adapte aux changements en apprenant au fur et à mesure les nouvelles informations, et robuste, fondée sur les théories des graphes et des probabilités. Par rapport à d'autres outils de type Système Expert, les réseaux bayésiens permettent de mieux conditionner les risques et donc de mieux évaluer les pertes ou dommages encourus et également d'identifier les leviers de réduction du risque.

Nous proposons d'y avoir recours pour répondre à des questions de ce type : Connaissant l'intensité du *bloom* algal, quel a pu être le taux de Nitrates ou de Phosphates présent dans l'eau ? Ou inversement, disposant cette fois de mesures précises de la qualité physico-chimique, de l'eau à un moment donné, quelle est la probabilité de voir apparaître un *bloom* ? Quels sont les facteurs déterminants dans l'émergence du phénomène ? Quels sont les facteurs secondaires ? Est-ce la multiplicité de ces facteurs, ou bien leurs combinaisons qui présentent le plus de risque de proliférations ? Si d'un ensemble de causalités interdépendantes émerge le phénomène d'efflorescence algale, les réseaux bayésiens vont nous permettre de savoir très précisément quelles causalités ou plutôt quels enchaînements de causalités sont responsables du phénomène, et en quelle proportion (probabilités). Et connaissant la part imputable à chacun des facteurs nous pourrions alors connaître la probabilité d'apparition du phénomène.

Enfin, dans le cadre d'une politique visant à prévenir les épisodes de *bloom* nous partirons à la recherche d'indicateurs précoces qui nous permettront de suivre la montée en puissance vers le phénomène d'efflorescence (à l'attention des gestionnaires de l'eau). Ces indicateurs pourraient être corrélés avec des prévisions météorologiques afin de mieux prévoir la situation critique, et ce d'autant plus que les épisodes de *bloom* algal risquent d'être du fait du réchauffement climatique à la fois plus fréquents et plus sévères. Des scénarii peuvent également être envisagés où on peut s'amuser à faire varier les différents apports en eau (changement climatique), en nutriments (politique de réduction des N & P) et/ou les divers prélèvements (AEP, irrigations) et observer les impacts de chacune de ces variations sur la prolifération algale.

Annexe :

1-Méthode quantitative par prélèvement

Pour cela, des galets nettoyés de leurs algues sont placés dans le cours d'eau. Une série de 2 galets est placée dans une vasque dans laquelle des algues ont tendance à se développer, de façon à pouvoir déterminer la vitesse de croissance de ces dernières.

Une autre série de 2 galets est placée en sortie de vasque de façon à pouvoir évaluer la prolifération et l'expansion éventuelle des algues.

La récupération des algues par raclage des galets s'effectue à deux reprises, à 15 jours d'intervalle. Une fois la zone de 10x10cm raclée, le caillou est replacé dans l'eau.

Ainsi, il est possible d'obtenir la concentration au bout des 15 premiers jours ; au bout des 15 derniers jours (développée sur la zone raclée lors du premier relèvement) ; et au bout de 4 semaines (zone non raclée).

2-Méthode d'évaluation par imagerie

Les zones étudiées de l'image doivent être repérées dans le plan réel pour corréler des surfaces « pixels² » à des mètres carrés. Les images doivent également être obtenues dans un plan le plus horizontal possible.

La méthode est donc particulièrement adaptée à l'observation depuis un pont. La photo est prise à l'aide d'un trépied dont la position est repérée. Sur les berges, des repères sont implantés au plus près de la surface. Ces points sont ensuite repérés spatialement à l'aide d'un Tachéomètre laser.

Ici, même si 4 points sont en théorie suffisants pour référencer une image, au regard des angles de vue et de l'étendue de la surface étudiée, il est décidé de référencer 8 points.

En laboratoire, les prises de vue sont référencées à l'aide du logiciel MapInfo. Ensuite, les surfaces couvertes par les algues sont déterminées manuellement et leur fraction par segment de cours d'eau peut être définie.

L'étalonnage de cette méthode est effectué par repérage de surfaces connues en m^2 réel puis comparée à ce même repérage spatial en m^2 obtenu via MapInfo.

Couplage avec la PIV

Le but de cette méthode est la définition de vitesses superficielles. Pour cela, la surface du cours d'eau estensemencée à l'aide de petits objets flottants : brindilles et feuilles. Ces éléments assurent une meilleure détection des points en mouvement par le logiciel de PIV. L'enregistrement est effectué avec un axe de vue le plus vertical possible de façon à limiter les déformations.

Suite à la capture de séquences vidéo, l'appareil est remplacé par un tachéomètre à l'aide duquel environ 8 points situés dans le champ sont repérés. Ce double référencement doit permettre de traiter les informations et corriger les résultats de PIV. L'élément traité sur les images étant la surface de l'eau, les points référencés doivent se trouver au plus près de la surface, mais aussi dans l'ensemble du champ filmé.

En laboratoire, les vidéos sont traitées grâce à AVS Video Editor et des couples d'images sont extraits de la vidéo. Les 2 images de chaque couple sont espacées d'un même delta t. Les couples sont choisis selon des critères pertinents comme la position de l'ensemencement, son homogénéité, etc. Les laps de temps entre chaque couple peuvent donc être très variables.

L'ensemble des couples d'images doit permettre de couvrir des positions de l'ensemencement sur la totalité de la zone étudiée.

Les images sont ensuite traitées (Vennemanns.d.) à l'aide du logiciel ImageJ de façon à faire ressortir dans un couple d'image les pixels disparus et apparus (points s'étant en réalité déplacés). Les couples d'images sont alors analysés grâce au logiciel JPIV qui compare les paires d'images entre elles. La fonction corrélation permet de fusionner les résultats de chaque couple afin de ne plus donner qu'un seul résultat dans lequel le bruit est diminué. Il en ressort une vectorisation des déplacements pouvant être superposée à l'image du cours d'eau.

La post correction des vecteurs vitesses obtenus permet de passer de vecteurs vitesses en pixels/« unité de temps séparant les images » à des vecteurs en m/s prenant en compte la déformation de l'image. Ainsi, en utilisant le logiciel AVISE développé au sein de l'école des Mines d'Alès (Fenie et Lesage, 2010) il est possible grâce au référencement et à la correspondance $x ; y$ réel / $x ; y$ image, de corriger l'image obtenue. On obtient alors des vecteurs de vitesses de l'eau de surface, exprimés en m/s.

Cette méthode peut être étalonnée par des mesures de vitesse au courantomètre ou par une estimation de la vitesse moyenne par une méthode de jaugeage au sel.

Sommaire

	page
Introduction	1
Première partie : le suivi hydro-climatologique	3
1. Les suivis de 2010 à 2012	3
1.1 Le réseau d'observations de la Vallée Obscure	3
1.2 Les conditions des mesures hydro-climatologiques	6
2. Les conditions climatiques de 2010 à 2012	10
2.1 Les précipitations	10
2.1.1 La répartition des pluies dans l'année	10
2.1.2 Les pluies de mai à octobre en 2011 et en 2012	13
2.1.3 Les pluies de l'hiver 2011-2012	14
2.2 Les températures sous abri	15
2.2.1 du 1 ^{er} avril au 31 octobre, en 2011 et 2012	15
2.2.2 du 20 novembre 2011 au 2 avril 2012	16
2.3 L'insolation (au Mont Lozère) d'avril à octobre	16
2.4 L'évaporation potentielle (ETP Turc)	18
3. Les cycles hydrologiques en 2010-2011 et en 2011-2012	20
3.1 Dans les bassins versants de la Vallée Obscure	20
3.1.1 Les écoulements	20
3.1.2 Les bilans hydrologiques	23
3.2 La source du Château	24
3.3 Les étiages dans la Vallée Obscure et sur le Gardon de St Jean à Peyrolles	28
3.3.1 L'étiage estival dans la Vallée Obscure en 2011 et en 2012	28
3.3.2 L'étiage estival du Gardon à Peyrolles en 2011 et en 2012	32
3.3.1 L'étiage hivernal de novembre 2011 à avril 2012	34
Conclusion sur le suivi hydro-climatologique	37
Deuxième partie : le suivi de la qualité des eaux et des températures du Gardon	39
1. Travaux menés en 2011	40
1.1 Localisation du secteur étudié	40
1.2 Protocole d'étude et techniques analytiques	41
1.3 Résultats	42
1.3.1 Variation des températures	42
1.3.2 Variation des conductivités	44
1.3.3 Variations du pH	45
1.3.4 Les Nitrates	45
2. Travaux menés en 2012 : le suivi de la qualité des eaux du Gardon	46
2.1 Le protocole de mesures et les techniques analytiques	48
2.2 Les variations spatio-temporelles	49
2.2.1 Les paramètres qui traduisent le fond géochimique du bassin versant	49
2.2.2 Les formes de l'azote : nitrates et ammonium	50
2.2.3 L'oxygène dissous	57

2.2.4 Les besoins en oxygène : DBO et DCO	58
2.2.5 Le Carbone Organique Total (COT)	60
2.3 Les relations entre éléments	61
2.4 Comparaison avec les valeurs de la grille SEQ.Eau – aptitude à la biologie	64
2.5 Les mesures en continu	65
3. Suivi des températures de l’eau en continu du Gardon durant l’été 2012	67
3.1 Secteur étudié et dispositif	67
3.2 Résultats	69
3.2.1 Les sites de Saint André de Valborgne à Peyrolles au pont d’Arénas	69
3.2.2 Le site du pont de Massies	72
3.2.3 Le site de la Madeleine	74
3.2.4 Le site du pont de Lézan	75
3.2.5 Le site du pont de Cassagnoles	76
Conclusion de la deuxième partie	78
Troisième partie: premières recherches concernant la prolifération des algues	83
3.1 Détermination des conditions physico-chimiques favorables au développement algal	83
3.2 Les méthodes testées	85
3.2.1 Méthode quantitative par prélèvement	86
3.2.2 Méthode par géo-référencement d’images	86
3.2.3 Couplage avec la PIV	87
3.2.4 Campagne d’imagerie	87
3.3 Résultats et discussions	87
3.3.1 Variations de l’indice de développement algal avec le pH et la température de l’eau	87
3.3.2 Etude de la prolifération algale par la méthode des prélèvements et analyse d’images	89
Conclusion pour la campagne 2011	92
3.4 La notion de criticité appliquée à la prolifération algale dans les Gardons	96
3.5 Etude de la perception de la qualité des eaux des Gardons	99
3.5.1 Construction du questionnaire : problématique et hypothèses de travail	99
3.5.2 Echantillonnage de la population et périmètre d’étude	101
3.5.3 Données recueillies sur le phénomène algal en Cévennes	104
3.5.4 Synthèse	124
3.6 Perspectives de recherches	125
Annexes	128