



# Mise en place d'un suivi des populations d'Amphibiens au lac d'Arlet – commune de Borce – vallée d'Aspe – Pyrénées Atlantiques

2017



Le 30 novembre 2017

à Pont l'Abbé d'Arnoult

---

## Mise en place d'un suivi des populations d'Amphibiens au lac d'Arlet – commune de Borce – vallée d'Aspe – Pyrénées Atlantiques

---

Jean-Marc THIRION  
Julie VOLLETTE

Prestataire :

**Objectifs BIOdiversités - OBIOS**

22 Rue du Docteur Gilbert

17250 Pont l'Abbé d'Arnoult

[association.obios@gmail.com](mailto:association.obios@gmail.com)

[www.objectifs-biodiversites.com](http://www.objectifs-biodiversites.com)



Maître d'ouvrage :

**Parc National des Pyrénées**

Villa Fould - Siège du parc national

2 Rue du IV septembre 65007 Tarbes

[contact@pyrenees-parcnational.fr](mailto:contact@pyrenees-parcnational.fr)

Sylvain ROLLET, responsable eaux et forêts



Avec le soutien financier de :

**Agence de l'Eau Adour-Garonne**

[90 rue du Férétra](http://90.rue.du.feretra)

CS 87801

31078 TOULOUSE Cedex 04

[www.eau-adour-garonne.fr](http://www.eau-adour-garonne.fr)



Photographies © OBIOS, sauf mention contraire.

## Résumé :

Le Parc National des Pyrénées a souhaité établir un état initial pour mettre en place un suivi des populations d'Amphibiens au lac d'Arlet. Plusieurs protocoles ont été établis en fonction des espèces : comptage des pontes ; suivi des têtards ; comptage des chanteurs ; suivi des densités de tritons par piégeage. Ainsi, le lac d'Arlet s'avère très attractif pour les Amphibiens. En 2017, quatre espèces sont présentes, dont certaines avec des effectifs importants : 857 pontes de Grenouille rousse du Canigou et 528 individus de Tritons palmés adultes identifiés par piégeage sur 2 transects de 50 mètres de long chacun. Il a également été dénombré 63 pontes de Crapaud épineux ; 198 têtards et 30 mâles chanteurs d'Alyte accoucheur au cours de l'étude. Concernant le Triton palmé, les captures par unité d'effort varient de 10,23 tritons/seau au 1<sup>er</sup> passage jusqu'à 0,67 tritons/seau au dernier passage. Les têtards de Grenouille rousse présentaient plus de blessures sur la queue dans le secteur où les contacts de poissons étaient plus fréquents.

L'étude réalisée permet d'apporter de premiers éléments sur l'état des populations d'Amphibiens du lac d'Arlet et de proposer des protocoles adaptés au suivi de ces populations.

### Citation bibliographique :

Thirion, J.-M. et Vollette, J. (2017) - *Mise en place d'un suivi des populations d'Amphibiens au lac d'Arlet – commune de Borce – vallée d'Aspe – Pyrénées Atlantiques*. Parc National des Pyrénées, OBIOS, 86 p.

## Remerciements :

Nous aimerions remercier l'ensemble des techniciens et agents du Parc National des Pyrénées qui ont participé à cette étude : Sylvain Rollet, Patrick Nuques, Christophe Cuenin, Gautier Chasserriaud, Sophia Munro, Claire Brocas et l'ensemble des agents et services civiques du secteur de la vallée d'Aspe.

Nous aimerions également remercier les agents de l'AFB ayant participé à l'étude : Christian Muscarditz, Patrick Hacala et Pauline Cormy (stagiaire). Nous aimerions également remercier pour l'aide au comptage des Grenouilles rousses Enzo et Marius Hacala.

Nous remercions les gestionnaires du refuge d'Arlet pour leur accueil et leur intérêt pour l'étude réalisée.

Nous remercions la Fédération de pêche des Pyrénées Atlantiques pour l'intérêt porté à cette étude.



# Sommaire

<b>I.</b>	<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>7</b>
<b>II.</b>	<b>MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>9</b>
<b>1.</b>	<b>Contexte</b> .....	<b>9</b>
a.	Description du lac d'Arlet.....	9
b.	Végétation aquatique du lac d'Arlet.....	11
c.	Faune du lac d'Arlet.....	12
d.	Historique des empoisonnements.....	13
a.	Usages.....	14
b.	Maladies des Amphibiens.....	15
<b>2.</b>	<b>Méthodes de suivi</b> .....	<b>16</b>
a.	Principe d'étude.....	16
b.	Estimation des populations reproductrices de Grenouille rousse du Canigou <i>Rana temporaria</i> subsp. <i>canigonensis</i> et Crapaud épineux <i>Bufo spinosus</i> .....	17
c.	Distribution spatiale des adultes de Triton palmé <i>Lissotriton helveticus</i> , têtards d'Alyte accoucheur <i>Alytes obstetricans</i> et poissons.....	17
d.	Estimation de la population de mâles chanteurs et chronologie des dépôts de ponte d'Alyte accoucheur <i>Alytes obstetricans</i> .....	18
e.	Caractéristiques biométriques des têtards de Grenouille rousse du Canigou <i>Rana temporaria</i> subsp. <i>canigonensis</i> et d'Alyte accoucheur <i>Alytes obstetricans</i> .....	19
f.	Comparaison des habitats de prélèvement des têtards de Grenouille rousse du Canigou.....	22
g.	Estimation de la population d'adultes reproducteurs de Tritons palmés <i>Lissotriton helveticus</i> .....	23
h.	Recherche du Calotriton des Pyrénées <i>Calotriton asper</i> .....	27
<b>3.</b>	<b>Conditions météorologiques au cours de l'étude</b> .....	<b>27</b>
<b>4.</b>	<b>Paramètres physico-chimiques de l'eau</b> .....	<b>28</b>
<b>5.</b>	<b>Protocole d'hygiène</b> .....	<b>29</b>
<b>6.</b>	<b>Cartographie</b> .....	<b>29</b>
<b>7.</b>	<b>Analyses statistiques</b> .....	<b>30</b>
<b>III.</b>	<b>RESULTATS</b> .....	<b>33</b>
<b>1.</b>	<b>Paramètres physico-chimiques de l'eau</b> .....	<b>33</b>
a.	Mesures autour du lac d'Arlet.....	33
b.	Evolution des paramètres physico-chimiques sur les transects de capture des Tritons palmés.....	34
<b>2.</b>	<b>Observations de Vairons <i>Phoxinus phoxinus</i> et Truites <i>Salmo trutta fario</i></b> .....	<b>36</b>
<b>3.</b>	<b>Alyte accoucheur <i>Alytes obstetricans</i> (Laurenti, 1768)</b> .....	<b>39</b>
a.	Dénombrement et localisation des chanteurs d'Alyte accoucheur.....	39
b.	Chronologie de dépôt des pontes d'Alyte accoucheur.....	40
c.	Dénombrement et localisation des têtards d'Alyte accoucheur.....	41
d.	Caractéristiques biométriques des têtards d'Alyte accoucheur.....	41
<b>4.</b>	<b>Grenouille rousse <i>Rana temporaria</i> Linnaeus, 1758</b> .....	<b>44</b>
a.	Dénombrement et localisation des pontes de Grenouille rousse.....	44
b.	Dénombrement des adultes de Grenouille rousse.....	45

c.	Caractéristiques biométriques des adultes de Grenouille rousse .....	45
d.	Caractéristiques biométriques des têtards de Grenouille rousse.....	45
<b>5.</b>	<b>Crapaud épineux <i>Bufo bufo spinosus</i> (Daudin, 1803) .....</b>	<b>50</b>
a.	Dénombrement et localisation des pontes de Crapaud épineux.....	50
<b>6.</b>	<b>Triton palmé <i>Lissotriton helveticus</i> (Razoumowsky, 1789).....</b>	<b>51</b>
a.	Dénombrement et localisation des adultes de Triton palmé .....	51
b.	Suivi des effectifs .....	54
c.	Sex-ratio .....	57
d.	Biométrie .....	59
e.	Comparaison des dénombrements par prospection et par piégeage .....	65
<b>IV.</b>	<b>DISCUSSION .....</b>	<b>67</b>
<b>1.</b>	<b>État initial des populations d'Amphibiens.....</b>	<b>67</b>
a.	Distribution spatiale .....	67
b.	Phénologie .....	67
c.	Estimation des tailles de populations et indices d'abondance .....	69
d.	Biométrie et morphologie.....	70
<b>2.</b>	<b>Impact des poissons sur les Amphibiens .....</b>	<b>72</b>
a.	Données bibliographiques .....	72
b.	Constate-t-on déjà un impact des poissons sur les Amphibiens dans le lac d'Arlet ? .....	73
<b>3.</b>	<b>Protocoles de suivi et améliorations possibles.....</b>	<b>75</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>78</b>
	<b>ANNEXES.....</b>	<b>84</b>

# INTRODUCTION



Regroupement de têtards de Grenouille rousse de Canigou dans le lac d'Arlet.

## I. Introduction

Le Parc national des Pyrénées est riche de par ces écosystèmes humides et aquatiques et leurs espèces inféodées. Le territoire compte notamment près de cent soixante-neuf plans d'eau permanents de plus de 0,5 ha dont soixante-seize sont situés en zone cœur du parc national. Naturellement apiscicole pour la plupart, nombre de ces lacs ont fait l'objet d'introduction d'espèces piscicoles bien avant la création du parc national en 1967.

D'une surface de 2,92 ha à 1986 mètres, d'une profondeur maximale de 7 mètres, le lac d'Arlet est situé sur le territoire de la commune de Borce dans le bassin versant du Bélonce en vallée d'Aspe (source PNP). Ce lac a une zone littorale assez large avec des herbiers de Rubanier à feuilles étroites *Sparganium angustifolium*. Ce lac a fait l'objet de campagne d'alevinage en truite fario (*Salmo trutta fario*) depuis plusieurs décennies mais les opérations se sont arrêtées il y a une dizaine d'années et les populations de poissons ne se sont pas maintenues, mis à part quelques vairons (*Phoxinus phoxinus*), favorisant ainsi la dynamique des populations d'Amphibiens. En 2010, les inventaires réalisés dans le cadre de l'étude des Amphibiens de la partie Béarn du parc national (Thirion *et al.*, 2012) ont permis d'observer plusieurs espèces :

- Alyte accoucheur *Alytes obstetricans*
- Crapaud épineux *Bufo spinosus*
- Grenouille rousse du Canigou *Rana temporaria* subsp. *canigonensis*
- Triton palmé *Lissotriton helveticus*

Ces inventaires ont notamment permis de noter la présence d'une importante population de Triton palmé dans le lac d'Arlet et de dénombrer 324 pontes de Grenouille rousse dans les laquets du plateau du Banasse. Il y a eu dans le passé des observations ponctuelles de - Calotriton des Pyrénées *Calotriton asper* dans le lac d'Arlet sans apporter la preuve d'une population établie. Cette espèce est cependant connue de ruisseaux proches (Thirion *et al.*, 2012).

En 2016, l'AAPPMA de la Gaule aspoise a repris l'alevinage de ce lac, avec l'autorisation du Parc national des Pyrénées, en relâchant milles alevins de Truite fario. L'introduction d'espèces piscicoles dans les lacs de montagne n'est pas sans conséquence pour l'écosystème et les différentes communautés naturellement présentes, notamment les Amphibiens.

En effet, de nombreuses études ont montré l'impact de la présence des poissons sur les communautés d'Amphibiens : diminution de l'abondance et de la diversité spécifique, modification du comportement (reproducteur, anti-prédateur) ou encore malformations (P. ex., Kiesecker, 2003 ; Hartel *et al.*, 2007 ; Wells, 2007).

Dans le contexte de l'alevinage du lac d'Arlet, il est important de mettre en place un suivi des populations d'Amphibiens et notamment du Triton palmé, pour apprécier à termes l'éventuel impact de la réintroduction de la Truite fario dans le lac sur les populations d'Amphibiens en place. Ainsi, nous proposons de réaliser un état initial des populations d'Amphibiens en 2017, par l'estimation de la taille des populations des différentes espèces d'Amphibiens présentes ; la caractérisation des paramètres démographiques et d'état de la population de Triton palmé ainsi que l'état des populations de têtards.

# MATÉRIEL ET MÉTHODES



Ponte d'Alyte accoucheur déposée à proximité des berges du lac d'Arlet.

## II. Matériel et méthodes

### 1. Contexte

#### a. Description du lac d'Arlet

Le lac d'Arlet est situé sur le territoire de la commune de Borce dans le bassin versant du Bélonce en vallée d'Aspe. Il est situé à 1986 m d'altitude, à proximité du point culminant le pic d'Aillary (2215 m) et du pic d'Arlet (2207 m) et est accessible à pied à 3h30 de marche.

Le lac d'Arlet est un lac naturel, d'une surface d'environ 2,92 ha avec une superficie du bassin versant de 24 ha (PNP, 1998). Le lac occupe une dépression qui recueille les écoulements temporaires qui ont lieu à la fonte des neiges et lors des orages. L'exutoire, rehaussé par une petite digue, n'est pas permanent et se déverse dans le ruisseau de Belonce, affluent du gave d'Aspe (PNP, 1998). Le lac d'Arlet possède des berges non abruptes, bordées de pelouses ou de blocs rocheux (Cf. Fig.1).



**Figure. 1.** Photographie du lac d'Arlet en juillet 2017.

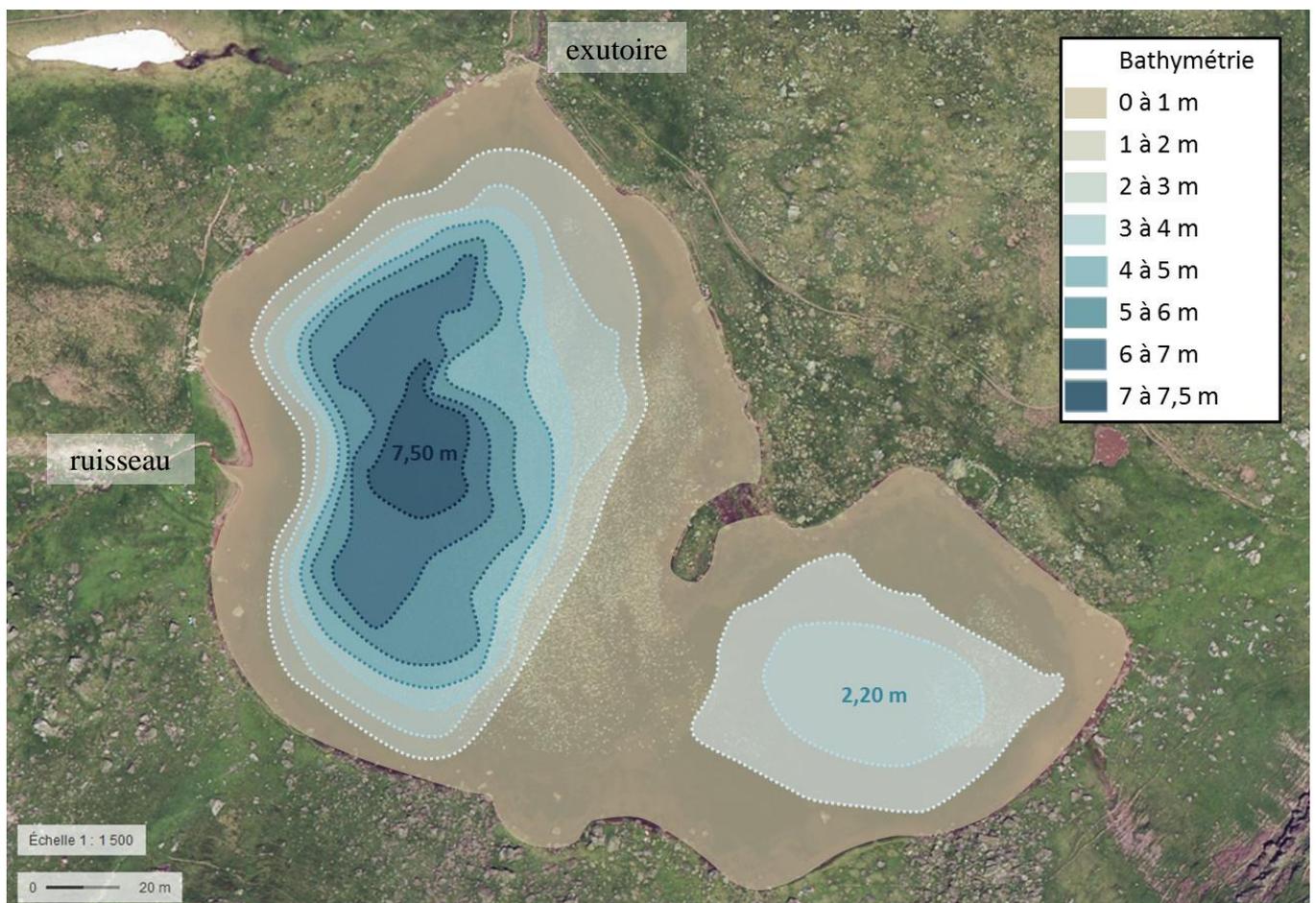
La durée annuelle de gel est d'environ 6 à 7 mois, de la mi-novembre à début-juin. Le lac d'Arlet présente des variations de niveau d'eau, avec un marnage maximal d'environ 0,8 m entre le niveau le plus haut, après la fonte des neiges ou de forts orages, et le niveau le plus bas (PNP, 1998).

Une étude bathymétrique du lac d'Arlet a été réalisée en 1998 montrant des profondeurs maximales de 7,5 m dans la fosse principale et 2,2 m dans la fosse secondaire (Cf. Fig.2). Les communautés animales et végétales varient en fonction des profondeurs, et différentes zones peuvent être définies en fonction des caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau.

Plusieurs définitions de la zone littorale existent. Par exemple, Pourriot et Meybeck (1995) mentionnent : « *La zone littorale s'étend de la limite de la rive soumise à l'action des vagues jusqu'au niveau où suffisamment de lumière atteint le fond pour permettre la croissance des macrophytes enracinés* » Par opposition, « *la zone benthique profonde peut être définie comme le domaine d'organismes plus ou moins liés au sédiment nu (sans herbier).* » Pour des raisons pratiques, on peut considérer que la zone littorale est comprise entre 0 et 2 mètres de profondeur pour les lacs d'altitude (Degiorgi *et al.*, 2010).

Au cours de la présente étude des Amphibiens du lac d'Arlet, les différentes espèces d'Amphibiens, à différents stades (ponte, larves, adultes), ont été majoritairement observées à proximité des berges. Cette observation est confirmée par d'autres études. Dans les lacs d'altitude des cantabriques, la présence des Amphibiens est significativement corrélée avec l'étendue de la zone peu profonde (moins de 50 cm de profondeur) (Braña *et al.*, 1996). Il est également mentionné, dans des lacs pyrénéens, une utilisation presque exclusive des eaux du rivage par le Triton palmé (Amat *et al.*, 2010). Cependant, au cours de notre étude, des observations de Triton palmé et têtards de Grenouille rousse ont également été notées entre 1 et 1,5 m de profondeur, loin des berges.

Ainsi, dans le cadre de cette étude, l'ensemble de la zone comprise entre 0 et 2 m de profondeur a été considérée comme la zone d'étude favorable aux Amphibiens. Cette zone littorale représente 68% de la surface du lac d'Arlet.



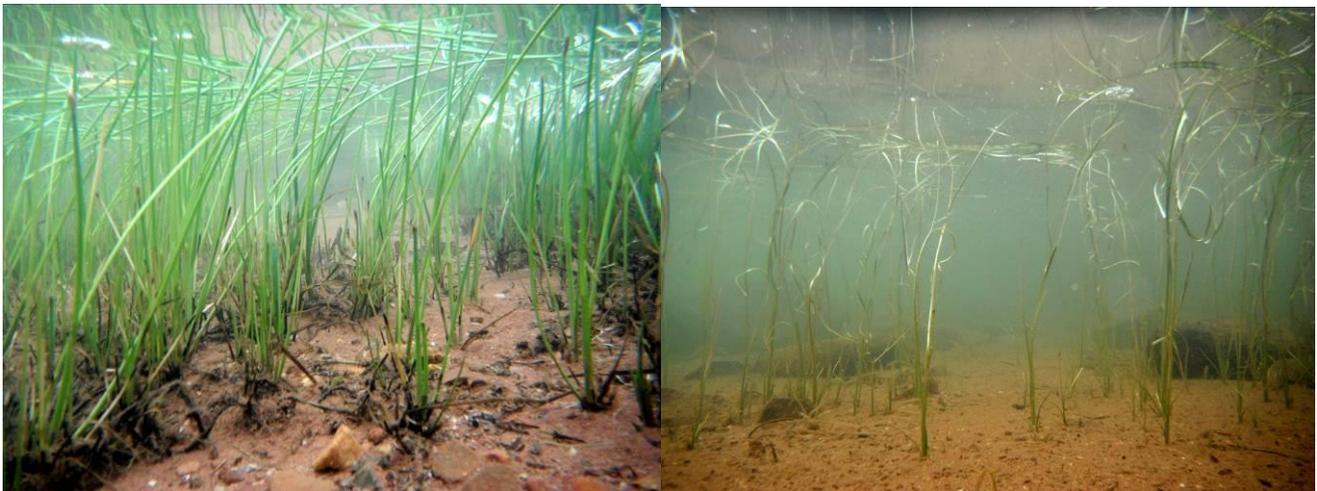
**Figure. 2.** Carte de bathymétrie du lac d'Arlet d'après le rapport du PNP de 1998.

## b. Végétation aquatique du lac d'Arlet

En 1998, quelques espèces végétales avaient été répertoriées au cours d'une campagne d'alevinage : *Potamogeton alpinus* ; *Ranunculus tricophyllus* ; *Myriophyllum alterniflorum* ; *Sparganium borderei*. La végétation aquatique était alors visible jusque dans les fosses (PNP, 1998).

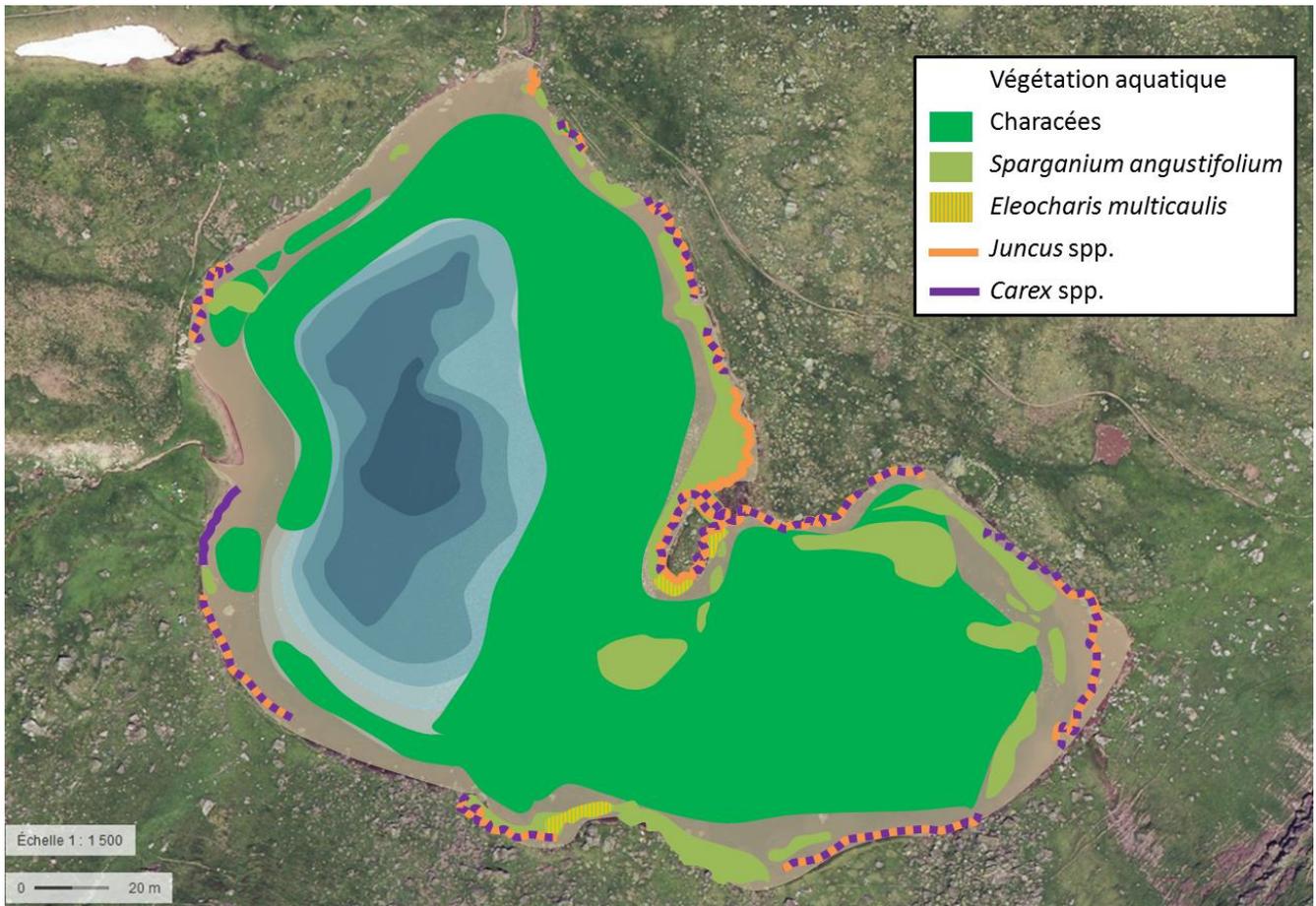
Des relevés de la végétation aquatique ont été réalisés en juillet 2017 afin d'établir une carte de végétation aquatique du lac d'Arlet au moment de l'étude (Cf. Fig.4). Les eaux peu profondes bordant les berges du lac sont colonisées par des plantes amphibies : joncs *Juncus filiformis* et *Juncus* sp. et/ou des laïches *Carex demissa*, *Carex fusca* et *Carex ovalis*. Il est à noter que la végétation des berges peut rapidement évoluer en fonction du marnage, comme il a été observé suite à des pluies orageuses au cours de l'étude.

Dans la zone littorale peu profonde (< 1 m), des herbiers de Scirpe à nombreuses tiges *Eleocharis multicaulis* et de Rubanier à feuilles étroites *Sparganium angustifolium* (= *S. borderei*) sont distribués en tâches (Cf. Fig.3).



**Figure. 3.** Exemple d'habitats aquatiques du lac d'Arlet : Scirpe à nombreuses tiges *Eleocharis multicaulis* (à gauche) et Rubanier à feuilles étroites *Sparganium angustifolium* (à droite).

Des Characées *Chara* sp. recouvrent une grande partie du fond du lac d'Arlet, formant des tapis depuis 1 m jusqu'à 3 ou 4 m de profondeur (Cf. Fig.4). Le recouvrement moyen des Characées varie de 40 à 60%. La présence de végétation aquatique dans la fosse principale, au-delà de 4 ou 5 m, n'a pas pu être vérifiée par plongée. Cependant, nous avons récupéré sur les berges des morceaux échoués de *Potamogeton alpinus* et *Ranunculus tricophyllus* qui doivent être situées dans des parties plus profondes du lac.



**Figure. 4.** Carte de la végétation aquatique du lac d'Arlet en juillet 2017.

### c. Faune du lac d'Arlet

Au cours de l'étude du lac d'Arlet, il a été observé 8 espèces d'Odonates :

- Agrion porte-coupe *Enallagma cyathigerum* (>3000 individus, émergents + tandem)
- Petite nymphe au corps de feu *Pyrrhosoma nymphula* (tandem)
- Libellule à quatre taches *Libellula quadrimaculata* (tandem)
- Libellule déprimée *Libellula depressa*
- Anax empereur *Anax imperator*
- Cordulégastre bidenté *Cordulegaster bidentata*
- Aesche des joncs *Aeshna juncea* (émergents)
- Sympétrum jaune d'or *Sympetrum flaveolum* (2 imagos)

D'autres invertébrés aquatiques ont également été observés comme le Dytique bordé *Dytiscus marginalis* et le mollusque *Radix balthica*.

#### d. Historique des empoisonnements

Les lacs de haute montagne, à l'origine, ne comportent pas de poisson, bien que de nombreuses espèces de poissons y aient été introduites (Ventura *et al.*, 2017). Les différentes espèces introduites dans les Pyrénées sont les salmonidés *Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*, *Salvelinus fontinalis*, *Salvelinus umbla*, *Salvelinus namaycush* et les cyprinidés *Phoxinus sp.* (Delacoste *et al.*, 1997). Cependant, les espèces les plus fréquemment rencontrées sont la truite *S. trutta* et les vairons *Phoxinus sp.*.

Les activités humaines autour des lacs d'altitude sont certainement très anciennes (Ventura *et al.*, 2017) et la pêche traditionnelle aurait amené à l'empoisonnement d'environ 25% des lacs dans les Pyrénées françaises, aux environs de 1935 (Delacoste *et al.*, 1997).

A partir de 1960, les pratiques de gestion piscicole, l'utilisation d'hélicoptères et le développement d'infrastructures hydroélectriques ont entraîné une augmentation des introductions de poissons pour la pêche de loisirs dans des lacs d'altitude, avec un maximum au cours des années 1990. Ainsi, la truite a été introduite dans la plupart des lacs, même si l'intérêt piscicole était plus important pour les lacs de basse altitude et de grande surface (Ventura *et al.*, 2017). L'introduction de vairons, utilisés comme appâts vivants, a été plus tardive mais aussi plus rapide. En effet, les vairons ont un potentiel de colonisation plus élevé que celui des truites, notamment du fait d'une plus grande tolérance thermique pour réaliser leur cycle de vie. Ainsi, contrairement aux truites, il n'a été observé aucune disparition de populations de vairons suite à une introduction (Miró et Ventura, 2015).

La prédation sur la faune de ces poissons introduits implique des modifications importantes, avec une diminution ou une élimination des animaux autochtones (macroinvertébrés, crustacés du plancton et Amphibiens), car ils occupent un niveau trophique auparavant inexistant (Ventura *et al.*, 2017).

Sur l'ensemble de la zone cœur du Parc National des Pyrénées, 108 plans d'eau font l'objet d'alevinage : 14 dans les Pyrénées Atlantiques et 94 dans les Hautes-Pyrénées. Les laquets dont la taille est inférieure à 1 ha sont rarement alevinés tandis que 90% des lacs de plus de 1 ha sont alevinés (source PNP).

Le lac d'Arlet a fait l'objet de campagnes d'alevinage en truite fario *Salmo trutta fario* depuis plusieurs décennies (Cf. Tab.I). Ces opérations se sont arrêtées il y a une dizaine d'années. A noter toutefois qu'en 2016, la présence du vairon *Phoxinus sp.* était avérée sur le lac. En 2016, l'AAPPMA de la Gaule aspoise a souhaité reprendre l'alevinage de ce lac, la vallée d'Aspe disposant de peu de lacs. Ainsi, 1000 alevins ont été relâchés dans le lac d'Arlet avec l'autorisation du Parc national des Pyrénées.

**Tableau I.** Compte rendu des alevinages du lac d'Arlet depuis la création du Parc National des Pyrénées (PNP, 1998).

<b>Année</b>	<b>Alevinage</b>
1967	Aucun
<b>1968</b>	<b>1000 Saumon de fontaine 1000 Omble chevalier</b>
1969	Aucun
1970	Aucun
1971	Aucun
1972	Epidémie / interdiction
1973	Epidémie / interdiction
1974	Epidémie / interdiction
<b>1975</b>	<b>2500 Truite fario</b>
1976	Aucun
1977	Aucun
<b>1978</b>	<b>4000 Truite fario 1000 Truite arc-en-ciel</b>
<b>1979</b>	<b>5000 Truite fario</b>
<b>1980</b>	<b>4000 Truite fario</b>
1981 à 1997	Pas de données
<b>1998</b>	<b>2000 Truite fario</b>
1999	Prévisions de 1000 Truite fario
2000	Prévisions de 1000 Truite fario
2001	Prévisions
2002 à 2006	Pas de données
2006 à 2016	Aucun
<b>2016</b>	<b>1000 Truite fario</b>

### a. Usages

Le bassin versant du lac d'Arlet est une zone de pastoralisme importante, avec plusieurs cabanes de berger situées à proximité. La partie la moins profonde du lac, située à l'est, est utilisée par le bétail pour s'abreuver.

Le lac d'Arlet est fréquenté par les randonneurs, principalement pendant la période estivale. Il est accessible selon 6 itinéraires, depuis la France ou l'Espagne, par des sentiers balisés, à environ 3h30 de marche. Sur la rive gauche du lac, le Parc National des Pyrénées a construit un refuge de 43 places en 1970. Ce refuge est gardé du début du mois de juin à la fin du mois de septembre. Il est une étape de la Haute Route Pyrénéenne et de la Senda de Camille. L'eau du lac est prélevée pour alimenter en eau le refuge d'Arlet.

En 1998, la fréquentation du lac d'Arlet était estimée entre 6000 et 8000 visiteurs par an, dont 1500 nuitées, avec un maximum d'environ 100 personnes par jour (PNP, 1998). Lors de journées ensoleillées, le lac est utilisé par les randonneurs pour la baignade. Bien que comptant peu de poissons d'intérêt (jeunes truites et vairons), le lac d'Arlet est encore visité par quelques pêcheurs en 2017.

La fréquentation humaine en hiver est faible.

## b. Maladies des Amphibiens

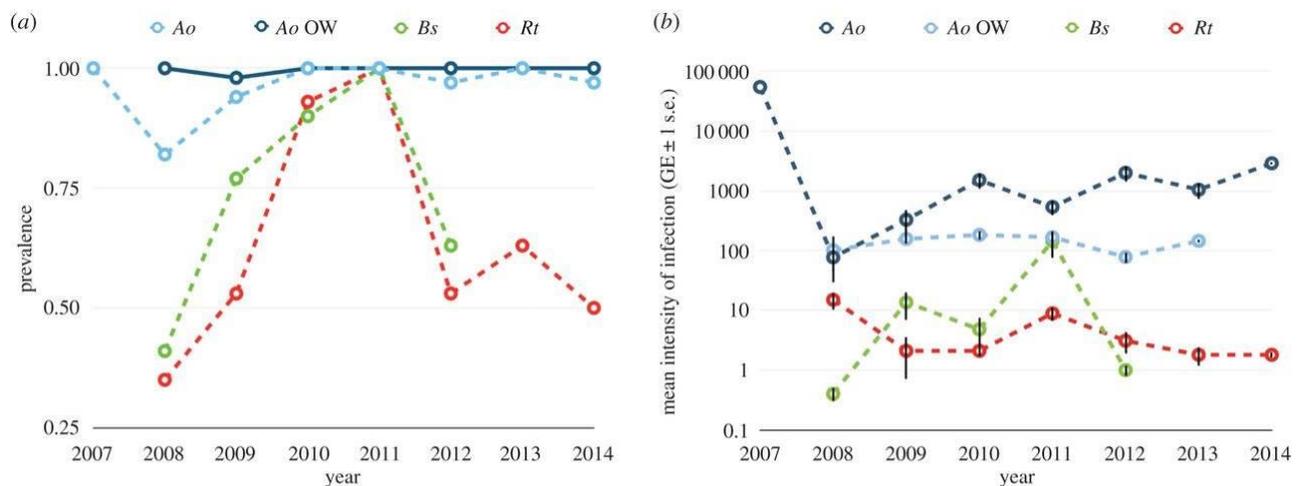
Depuis les années 90, il a été démontré que la chytridiomycose, maladie causée par le champignon parasite *Batrachochytrium dendrobatidis*, est responsable du déclin et de l'extinction de nombreuses espèces d'Amphibiens à travers le monde. Transporté par l'eau et transmis par contact, il s'infiltré dans la peau des Amphibiens provoquant leur asphixie. Ce champignon d'abord découvert dans les régions tropicales, fut par la suite observé en Europe et notamment dans les régions montagneuses de France.

Le *Batrachochytrium dendrobatidis* a été détecté la première fois dans le lac d'Arlet en 2005 (Walker, 2008 In Clare *et al.*, 2016). Des mortalités massives d'Alyte accoucheur émergents ont été observées ces dernières années (Cf. Fig.5).



**Figure. 5.** Mortalité d'Alyte accoucheur émergents causée par le *Batrachochytrium dendrobatidis* (Clare *et al.*, 2016).

Dans le cadre d'études menées sur différents lacs pyrénéens, la prévalence et l'intensité de l'infection de la chytridiomycose sur les Amphibiens a été étudiée au lac d'Arlet pendant 7 ans (Cf. Fig.6).



**Figure. 6.** Prévalence et intensité d'infection moyenne chez 3 espèces d'Amphibiens du lac d'Arlet : Ao émergents d'Alyte accoucheur ; Ao OW têtards d'Alyte accoucheur ; Bs émergents de Crapaud épineux ; Rt émergents de Grenouille rousse (Clare *et al.*, 2016).

## 2. Méthodes de suivi

### a. Principe d'étude

Plusieurs méthodes ont été mises en place pour caractériser les populations des différentes espèces d'Amphibiens du lac d'Arlet afin de proposer des protocoles adaptés à un suivi sur le long terme (Cf. Fig.7).

D'une part, la distribution spatiale et la phénologie de reproduction des espèces d'Amphibiens ont été confirmées ou précisées par des prospections diurnes et nocturnes.

D'autre part, différents protocoles adaptés à chaque espèce, ont été testés dans le but d'estimer la taille des populations d'Amphibiens du lac d'Arlet.

En complément, des mesures biométriques sur les têtards ou adultes (taille, poids, éventuelles anomalies...) ont été réalisées afin d'apporter des éléments sur la structure des populations.

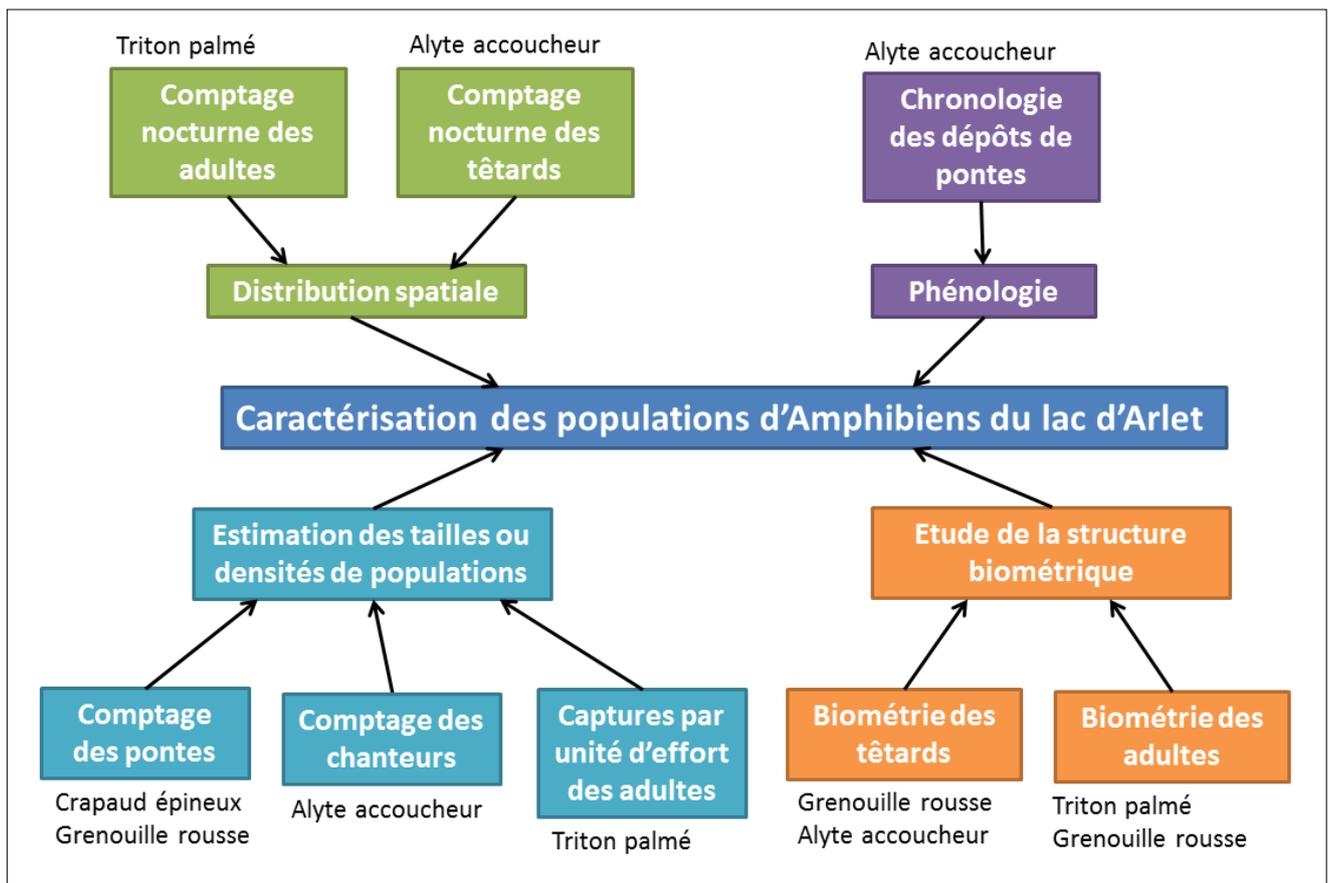


Figure. 7. Méthodes de caractérisation des populations d'Amphibiens du lac d'Arlet.

### **b. Estimation des populations reproductrices de Grenouille rousse du Canigou *Rana temporaria* subsp. *canigonensis* et Crapaud épineux *Bufo spinosus***

Le comptage des pontes d'Amphibien peut être un moyen efficace de suivre les populations (Joly et Deheuvels, 1997). La Grenouille rousse du Canigou *Rana temporaria* subsp. *canigonensis* se prête bien à ce genre de suivi car les pontes sont facilement détectables et dénombrables (P. ex. Thirion et al, 2012). En Suisse, le suivi à long terme, de 23 à 28 années, de trois populations de Grenouille rousse *Rana temporaria temporaria* dans le canton de Berne a permis d'avoir un suivi à long terme des populations (Meyer et al., 1998). De la même manière, la population reproductrice de Crapaud épineux *Bufo spinosus* peut être suivie par dénombrement des pontes (P. ex. Thirion et al, 2012). Les comptages des pontes de Crapaud commun de la forêt de Fontainebleau ont permis de suivre les populations reproductrices de Crapaud commun et d'évaluer leur évolution (Lustrat, 1999).

L'estimation de la taille des populations de Grenouilles rousses et de Crapauds épineux reproductrices par comptage des pontes permet de mettre en évidence la tendance des populations (évolution des effectifs de reproducteurs et de la distribution spatiale). Le comptage des pontes de Grenouilles rousses et de Crapaud épineux ont eu lieu à la fin du mois de mai et au début du mois de juin (29 mai et 2 juin). L'ensemble des pontes ont été géo-référencées et dénombrés.

### **c. Distribution spatiale des adultes de Triton palmé *Lissotriton helveticus*, têtards d'Alyte accoucheur *Alytes obstetricans* et poissons**

Plusieurs prospections nocturnes des berges à la lampe ont été réalisées afin de localiser et dénombrer les adultes de Tritons palmés et les têtards d'Alyte accoucheur. Les adultes de Tritons palmés ont fait l'objet d'un dénombrement le 20 juin, le 29 juin et le 4 juillet. Les têtards d'Alyte accoucheur ont fait l'objet d'un dénombrement le 1<sup>er</sup> juillet et le 4 juillet.

Au cours des différentes prospections nocturnes, les contacts avec des prédateurs potentiels, Truite et Vairon, ont également été notés. Les nuits ayant fait l'objet d'un dénombrement des contacts avec des poissons sont le 20 juin, 21 juin, 24 juin, 26 juin, 29 juin, 1<sup>er</sup> juillet et 4 juillet.

Pour des raisons pratiques, 11 secteurs de prospections ont été définis pour les prospections nocturnes (Cf. Fig.8), délimités par des éléments naturels visibles sur le terrain (éboulis, cours d'eau, rochers dans le lac...).



**Figure. 8.** Secteurs définis autour du lac d'Arlet pour les prospections nocturnes.

#### **d. Estimation de la population de mâles chanteurs et chronologie des dépôts de ponte d'Alyte accoucheur *Alytes obstetricans***

Le comptage des mâles chanteurs d'Alyte accoucheur permet d'évaluer la taille de la population de mâles reproducteurs présente sur le secteur d'Arlet. Cette technique a été utilisée également pour suivre cette espèce dans la Forêt de Fontainebleau (Lustrat, 1999). L'évolution des populations de Crapaud accoucheur a été suivie par dénombrement des mâles chanteurs dans le Limbour Flamant (Engelen et Jooris, 2009). Les comptages des chanteurs ont eu lieu à la période favorable à cette altitude, de juin à juillet. Plusieurs prospections nocturnes ont été réalisées du 21 juin au 6 juillet.

Chaque jour, au cours des prospections diurnes et nocturnes autour du lac d'Arlet, les observations de pontes d'Alyte accoucheur dans la zone littorale peu profonde ont été systématiquement notées sur une carte, permettant d'établir une chronologie des dépôts de ponte au cours de la période d'étude, du 20 juin au 6 juillet.



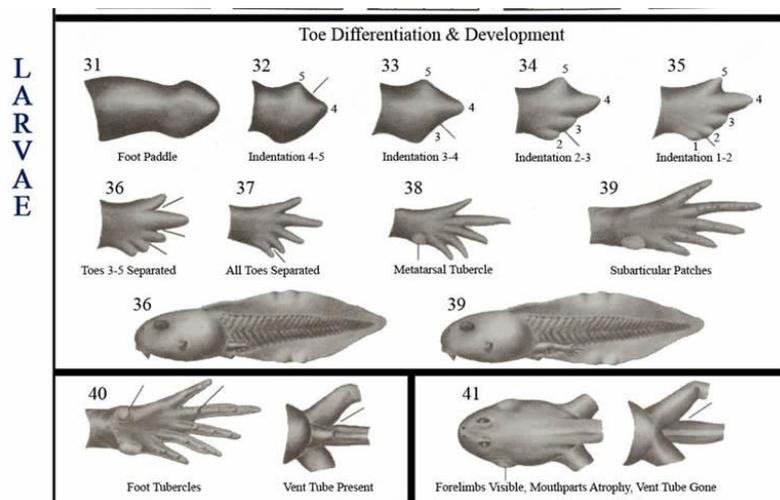
**Figure. 9.** Mâle d'Alyte accoucheur déposant sa ponte à proximité des berges du lac d'Arlet.

**e. Caractéristiques biométriques des têtards de Grenouille rousse du Canigou *Rana temporaria* subsp. *canigonensis* et d'Alyte accoucheur *Alytes obstetricans***

Afin de caractériser les populations de têtards présentes dans le lac d'Arlet, des échantillons de têtards de Grenouille rousse et d'Alyte accoucheur ont été prélevés. Les têtards ont été capturés sur des secteurs définis à l'aide d'une épuisette ou à la main puis conservés dans un seau d'eau avant d'être examinés. L'ensemble des têtards a été relâché à l'emplacement de leur capture après les relevés.

**Identification du stade de développement**

Pour chaque têtard, le stade de développement a été identifié à l'aide d'une loupe à main (grossissements : x5, x10, x15) d'après la table de Gosner (1960) (Cf. Fig.10).



**Figure. 10.** Extrait de la table de Gösner (Cf. Table complète en Annexe 1).

## Mesures biométriques

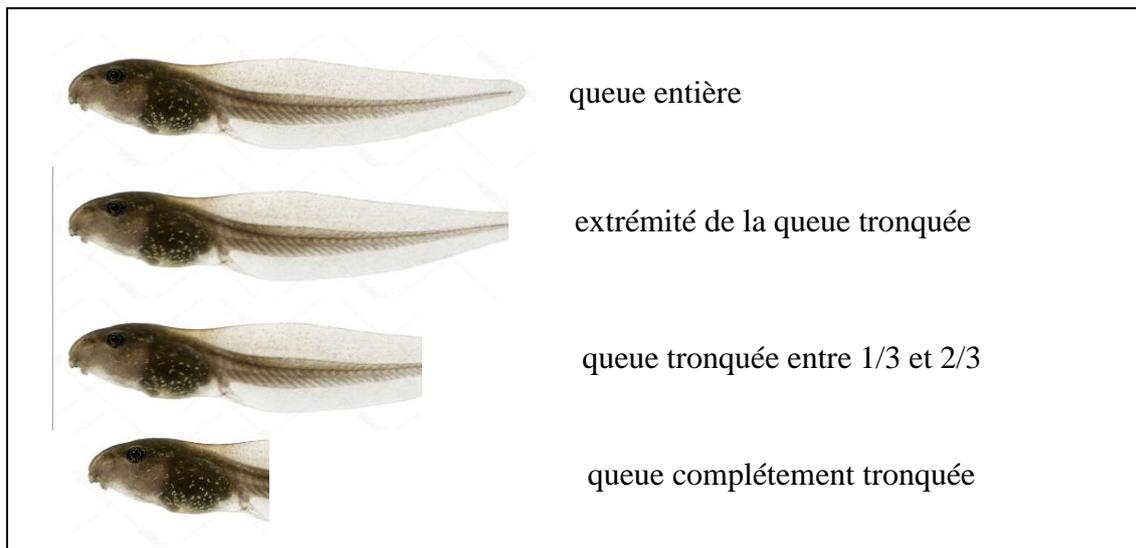
Les têtards ont été mesurés à l'aide d'un pied à coulisse à cadran (longueur museau-cloaque et longueur de la queue) et les têtards d'Alyte accoucheur ont également été pesés à l'aide d'une balance de précision électronique Pesola MS500 (Cf. Fig.11).



**Figure. 11.** Pesée et mesure de la longueur museau-cloaque d'un têtard d'Alyte accoucheur.

## Relevé des blessures

Les anomalies et blessures telles que les queues tronquées ont été notées : extrémité de queue tronquée (s'il manque moins de 1/3 de la longueur de la queue) ; 1/3 queue tronquée ; 1/2 queue tronquée ; 2/3 queue tronquée ; totalité de la queue tronquée (jusqu'au cloaque) (Cf. Fig.12).



**Figure. 12.** Schéma des queues entière ou tronquée chez des têtards de Grenouille rousse.

Les manipulations ont été réalisées rapidement afin de limiter le temps de sortie de l'eau des têtards.

## Echantillonnage des têtards d'Alyte accoucheur

Un échantillon de 35 têtards d'Alyte accoucheur a été prélevé dans le secteur présentant les plus fortes densités, autour de l'îlot, au nord-est du lac (Cf. Fig.13).

## Echantillonnage des têtards de Grenouille rousse

Afin de comparer d'éventuelles différences biométriques ou anomalies liées à des pressions de prédatons différentes, les têtards de Grenouille rousse ont été prélevés sur deux secteurs distincts.

Sur le premier secteur, nommé « poisson rare » (Cf. Fig.13), aucun poisson n'a été observé lors des prospections nocturnes réalisées au cours de la période d'étude (Cf.III.1.). La présence de poissons sur ce secteur n'est pas exclue, mais l'absence de contact visuel pendant la période d'étude suggère que cette partie peu profonde du lac est peu fréquentée par les poissons.

Sur le second secteur, nommé « poisson fréquent » (Cf. Fig.13), des truitelles et/ou des vairons ont été observés presque systématiquement (Cf.III.1.) lors des prospections nocturnes réalisées au cours de la période d'étude. Ce secteur borde la fosse de 7,5 m et est à proximité du ruisseau temporaire qui est favorable à la reproduction des vairons.

Un échantillon de 100 têtards de Grenouille rousse a été prélevé sur chaque secteur, soit un total de 200 têtards étudiés.

Au cours de l'échantillonnage, les têtards présents sur une bande de 3 m de large à partir de la berge ont été dénombrés dans chaque secteur afin d'évaluer les densités de têtards présents sur les deux secteurs d'échantillonnage.



**Figure. 13.** Localisation des secteurs d'échantillonnage des têtards d'Alyte accoucheur et de Grenouille rousse.

## f. Comparaison des habitats de prélèvement des têtards de Grenouille rousse du Canigou

Afin de comparer les différentes zones du lac où ont été prélevés les échantillons de têtards de Grenouilles rousses plusieurs éléments de l'habitat ont été relevés.

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ne présentent pas de grandes différences entre la zone à poissons fréquent et rare que ce soit pour l'oxygène dissous, la température, le pH et la conductivité (Cf. Tab. II).

**Tableau. II :** Paramètres descriptifs de l'habitat des différentes zones échantillonnées pour les têtards de Grenouilles rousses

Paramètres	Zone à poisson fréquent	Zone à poisson rare
Profondeur (m)	Maximum 0,6	Maximum 0,6
Oxygène (%)	68,6	68,3
T (°C)	13,77	12,32
pH	7,78	7,16
Conductivité (µS/cm)	55	57
Fond rocheux (%)	45	30
Fond limoneux (%)	45	40
Recouvrement végétation aquatique (%)	10	30

Le type de substrat des zones étudiées ne présentent pas de grandes différences de surface entre la roche et les limons. Il y a une différence dans le recouvrement en termes de végétation aquatique où la zone à poissons fréquents est moins recouverte avec 10 % contre 30 % pour la zone à poisson rare.

Cependant, les facteurs biotiques qui influencent le développement des larves d'amphibiens comprennent la disponibilité en nourriture, la prédation et la compétition intraspécifique (Crump, 1989 ; Skelly et *al.*, 1990 ; Smith, 1998 ; Petranka et Kenedy, 1999 ; Eklöv et Halvarsson, 2000 ; Nyström et *al.*, 2001 ; Harte et Nemes, 2007).

Les têtards de Grenouilles rousses consomment principalement des algues, des détritiques et des protozoaires (Alvarez, 2014). La zone littorale des lacs reçoit la plus grande quantité de matière organique allochtone et a la plus forte production primaire, macrophytes et périphytons (Pourriot et Meybeck, 1995). Le périphyton ou épilithon est une ressource dynamique qui se forme en quelques heures dès qu'un nouveau substrat est plongé dans l'eau (Altig et *al.*, 2007). Ainsi, l'épilithon dont les espèces sont consommées par les têtards de Grenouilles rousses se trouve aussi bien à la surface des tiges de macrophytes que sur les pierres et rochers de la zone littorale du lac (Pourriot et Meybeck, 1995 ; Ramade, 2008 ; Alvarez, 2014). Pour rappel, le périphyton ou épilithon est formé par des organismes aquatiques tant autotrophes (Diatomées par exemple) qu'hétérotrophes (Protistes, petits Invertébrés) vivant fixés à la surface des substrats immergés qu'ils soient biologiques (plantes aquatiques ou amphibies) ou minéraux (rochers lisses) (Ramade, 2008). Sur l'ensemble de la zone littorale du lac d'Arlet, l'épilithon est largement distribué et ne représente pas une ressource limitante pour la population de Têtards de Grenouille rousse.

## **g. Estimation de la population d'adultes reproducteurs de Tritons palmés *Lissotriton helveticus***

Un protocole est proposé dans le but d'estimer des paramètres démographiques de la population d'adultes reproducteur de Tritons palmés *Lissotriton helveticus* par une méthode de capture-marquage-recapture. Les suivis de taille de population chez les Amphibiens, effectués en général par la technique de capture-marquage-recapture (C-M-R), sont utilisés par les herpétologues depuis les années 1920 (Heyer *et al.*, 1994). La méthode de C-M-R pour l'estimation d'une population consiste à capturer puis à marquer les individus, à les relâcher dans leur milieu, et à en recapturer un certain nombre de nouveau lors de sessions ultérieures (Joly & Deheuvels, 1997). Les méthodes de C-M-R sont très intéressantes dans les suivis de population du fait même qu'elles vont au-delà de la simple estimation de la taille en incluant des variables d'état (sex-ratio, âge ratio...), des paramètres démographiques (natalité, mortalité, émigration, immigration et taux de survie), des paramètres spatiaux et des taux individuels de croissance (Heyer *et al.*, 1994)).

Cependant, des conditions d'applications strictes sont nécessaires car ces méthodes supposent que la population est « fermée » : il n'y a pas de naissances, décès, émigration et immigration au cours de la période d'étude ; tous les individus ont la même probabilité de capture à chaque session ; les individus sont tous identifiés sans erreur. De plus, un certain taux de recapture est nécessaire afin d'obtenir des résultats intéressants avec une estimation fiable.

Si les conditions d'applications ne sont pas réunies et que la population ne peut être considérée comme « fermée » au cours de la période d'étude, l'utilisation d'autres estimateurs peut être envisagée, telle que des captures par unité d'effort.

### ***Piégeage par nasses Ortmann***

Les captures des Tritons palmés adultes ont été réalisées par piégeage à l'aide de nasses de type Ortmann (Cf. Fig.14). Les nasses Ortmann montrent une bonne capacité de capture des gros tritons, supérieure à celle d'autres pièges (Drechsler *et al.*, 2010) et permettent de standardiser l'effort de capture.

La nasse se compose d'un seau alimentaire de 10 l en plastique blanc opaque équipé de 3 entonnoirs (goulots de bouteilles d'1,5 l ; ouverture diamètre 2,5 cm) d'une source lumineuse (lampe solaire de jardin à LED) et de 4 flotteurs (petites bouteilles 50 cl). Le couvercle et le contour du seau comprennent des petits trous afin de permettre des échanges d'eau ou d'air avec le milieu extérieur. Pour éviter la dérive, chaque nasse est retenue par une « ancre » composée d'une ficelle attachée d'une part à l'anse du seau et d'autre part à des élastiques larges entourant une grosse pierre. La lampe solaire se recharge le jour et émet une lumière la nuit, visible dans l'eau par les ouvertures en forme d'entonnoirs. Ainsi, les Tritons palmés sont attirés par la source lumineuse, entrent dans la nasse par les entonnoirs et y restent piégés.



**Figure. 14.** Nasses flottantes type Ortmann avec source lumineuse et ancre disposée dans le lac d'Arlet (à gauche), intérieur de la nasse avec 3 entonnoirs et Tritons palmés capturés (à droite).

Les nasses flottantes permettent de garantir un effort de capture continu durant toute la nuit, sans danger pour les tritons qui peuvent nager et respirer à l'intérieur de la nasse. Un transect de nasses est mis en place dans le secteur le plus favorable à la présence des Tritons palmés définie au préalable après la prospection des berges à la lampe. Le transect est composé de 15 nasses Ortmann, espacées de 3 à 4 m chacune en fonction de la topographie (profondeur d'eau, présence de blocs rocheux...), sur un transect de berge de 50 m représentant environ 6 % du linéaire du lac d'Arlet. Les nasses Ortmann sont positionnées de manière à ce qu'il y ait une certaine hauteur d'eau, avec 30 à 50 cm d'eau libre entre le fond du seau et le fond du lac.

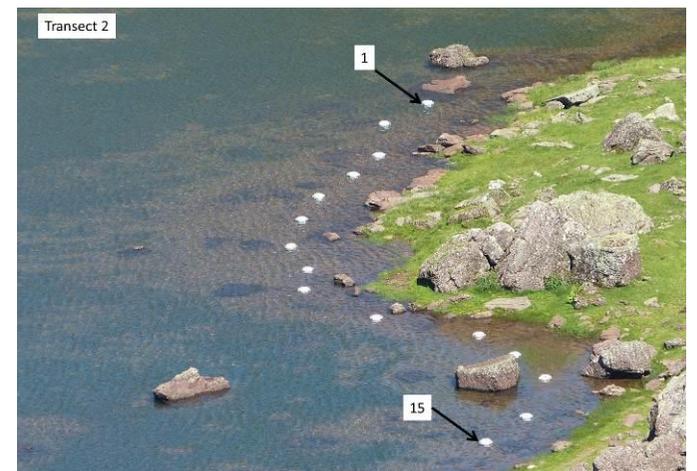
### *Localisation des transects*

Deux transects ont été mis en place successivement durant la période de reproduction des Tritons palmés, de juin à juillet. Pour chaque transect, la réalisation de 3 à 5 passages est nécessaire afin d'obtenir un historique suffisant pour permettre une modélisation. Ainsi, un premier transect a été mis en place dans la partie peu profonde à l'est du lac (Cf. Fig.15), pendant 5 nuits, du 22 au 26 juin 2017. Ce secteur a été choisi car il présentait le plus grand nombre de Tritons palmés adultes observés lors des premières prospections nocturnes des berges à la lampe. De plus, ce secteur correspond à la zone « poisson rare ».

Un second transect a été mis en place dans une zone au sud du lac (Cf. Fig.15), pendant 4 nuits, du 3 au 6 juillet 2017.

Les conditions météorologiques défavorables du 28 juin au 2 juillet, avec notamment un fort vent provoquant des vagues sur le lac, n'ont pas permis de réaliser un transect supplémentaire.

Les principaux paramètres physico-chimiques de l'eau au niveau des transects (température, pH, conductivité, oxygène dissous), ainsi que les conditions météorologiques ont été relevés chaque jour durant la période de suivi.



**Figure. 15.** Localisation des transects de nasses flottantes Ortmann.

## Relevés sur les Tritons palmés

Les nasses sont relevées tous les matins et les Tritons palmés capturés dans chaque nasse sont alors localisés (numéro de nasse), photographiés, sexés, pesés, mesurés (Longueur museau cloaque et queue) (Cf. Fig.16). L'état sanitaire de chaque triton est également relevé.



**Figure. 16.** Mesure de la longueur de la queue (à gauche) et pesée (à droite) d'un Triton palmé.

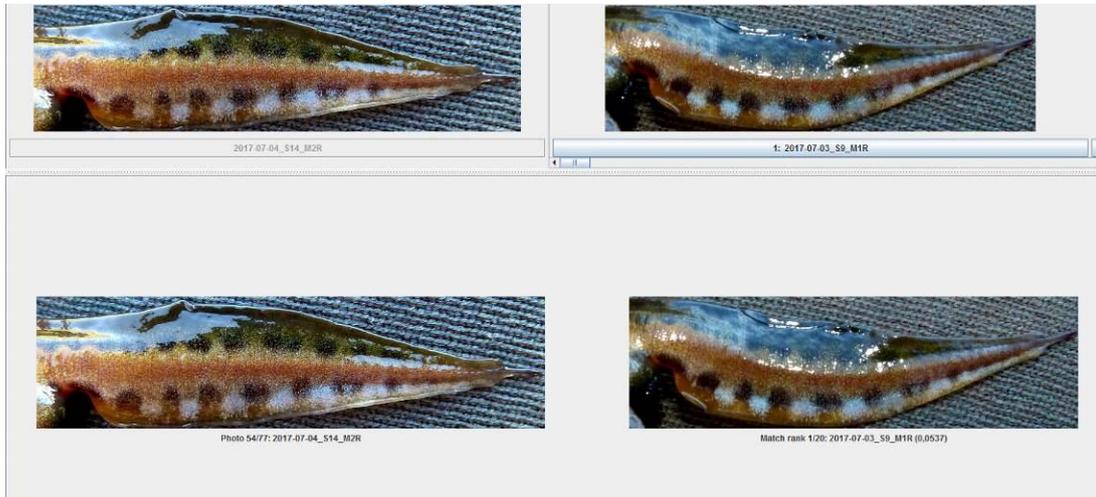
La méthode de marquage retenu dans cette étude, permanente et indolore, est la photo-identification utilisant les marques naturelles sur les flancs et la queue. Cette technique d'utilisation des patrons de taches sur le corps pour suivre des populations importantes de Tritons alpestres et vulgaires a été testée lors d'une étude dans le Péloponnèse (Mettouris *et al.*, 2016).

### Photo-identification des individus

L'identification des individus par leur patron de taches a été réalisée à l'aide du logiciel libre opensource Wild.ID.

Le logiciel Wild.ID utilise un algorithme de reconnaissance (SIFT – Scale Invariant Feature Transform) qui permet d'extraire des motifs similaires d'images quel que soit leur échelle ou rotation. L'algorithme compare les images deux à deux (Cf. Fig.17) et calcule des scores de similitude. Suite aux propositions du logiciel, les correspondances entre les photos sont confirmées ou annulées manuellement par l'utilisateur. Les correspondances validées et les scores de similitudes associés sont consignés dans un fichier de résultats. L'utilisation de ce logiciel a montré qu'il est très efficace dans l'identification individuelle des tritons (Mettouris *et al.*, 2016).

Afin de permettre cette analyse, il est nécessaire de recadrer les photos d'individus prises sur le terrain afin de conserver uniquement la zone d'intérêt : le côté gauche de la queue présentant les motifs de taches. La luminosité et le contraste peuvent également être modifiés afin d'augmenter la visibilité des taches. Les retouches des photos ont été réalisées avec le logiciel GIMP 2. Les photographies sont ensuite classées dans deux dossiers « mâle » ou « femelle » afin de comparer entre eux des individus du même sexe.



**Figure. 17.** Exemple de comparaison de patron de taches sur la queue d'un mâle de Triton palmé avec le logiciel Wild.ID : ici le mâle recherché (en bas à gauche) a été recapturé et retrouvé (en bas à droite).

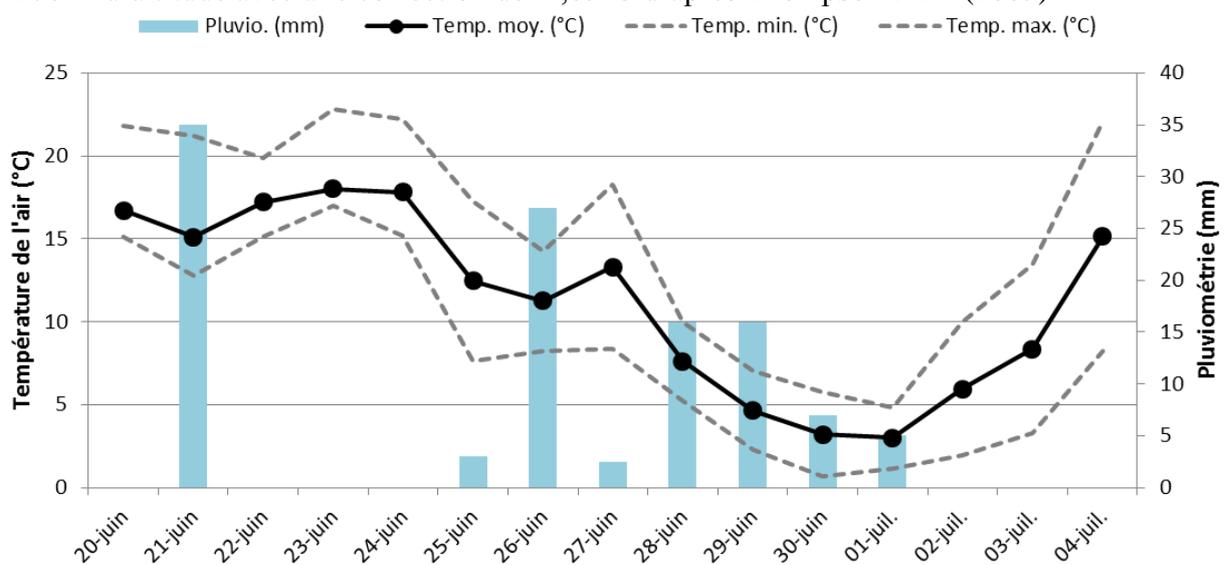
## h. Recherche du Calotriton des Pyrénées *Calotriton asper*

Les prospections reposent sur des passages autour du lac. Elles ont été réalisées de nuit conformément au protocole mis en place lors de l'étude de la population du Calotriton des Pyrénées dans le ruisseau du Labadie (Thirion *et al.*, 2012). Les prospections nocturnes ont eu lieu au cours de la période favorable de la mi-juin à la mi-juillet.

Le Calotriton des Pyrénées n'a pas été observé au cours de la période d'étude en 2017 et n'a donc pas fait l'objet d'étude.

## 3. Conditions météorologiques au cours de l'étude

Les conditions météorologiques au cours de l'étude du lac d'Arlet, ont été relevées à l'aide de la station météorologique du refuge que du 20 au 24 juin. Suite à une défaillance technique de la station météorologique du lac d'Arlet, les données météorologiques du 25 juin au 4 juillet ont été prises à partir de la station de Laruns-Artouste (site infoclimat) située à 1270 m d'altitude avec une correction de  $-4,65^{\circ}\text{C}$  d'après Thompson *et al.* (2005).



**Figure. 18.** Conditions météorologiques au lac d'Arlet du 20 juin au 4 juillet (20-24 juin : station météo refuge Arlet ; 25 juin-4 juillet : correction station Artouste).

La pluviométrie de 35mm le 21 juin est due à un orage de grêle. Une période de froid marqué est survenue du 28 juin au 1<sup>er</sup> juillet.

#### 4. Paramètres physico-chimiques de l'eau

Des paramètres physico-chimiques de l'eau du lac d'Arlet ont été relevés à l'aide d'un instrument multiparamètres Hanna HI9828 : température (°C), pH, le potentiel d'oxydo-réduction (mV), pourcentage d'oxygène dissous (%), conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), salinité (psu), pression (kPa).

Ces paramètres ont été relevés en 15 points de la zone littorale du lac d'Arlet (Cf. Fig.19), avec une profondeur d'eau d'environ 50 cm. Pour la mesure, la sonde est maintenue à 20 cm de profondeur. Deux séries de relevés ont été réalisées à 5 jours d'écart : le 21 juin et le 26 juin

Sur les transects de capture des Tritons palmés (points 1 et 2 puis 4 et 5), trois relevés journaliers ont été réalisés, aux extrémités et au milieu du transect, soit du 22 au 26 juin sur le transect 1 (extrémités aux points 1 et 2) puis du 3 au 5 juillet sur le transect 2 (extrémités aux points 4 et 5).



Figure. 19. Localisation des relevés des paramètres de l'eau autour du lac d'Arlet.

## 5. Protocole d'hygiène

Le lac d'Arlet se trouve dans une zone infectée par la chytridiomycose et le ranavirus. C'est pour cette raison qu'un protocole d'hygiène a été mis en place (Miaud, 2014).

L'ensemble du matériel de terrain ayant été en contact avec l'eau ou les berges (chaussures, wadders, bottes, épuisettes...) a été nettoyé après chaque usage à l'aide d'une brosse et d'un pulvérisateur contenant une solution de Virkon à 1 %. La préparation de la solution était renouvelée dès que nécessaire afin de conserver le produit actif (coloration rose). Le matériel est ensuite séché au soleil.

Le matériel de mesure ayant été en contact avec les Amphibiens (peson, balance, pied à coulisse...) est systématiquement désinfecté avec des lingettes imprégnées d'alcool à 70%. Les mains sont également lavées avec une solution hydroalcoolique. Les nasses Ortmann ont été utilisées exclusivement sur ce site d'étude. A la fin de l'étude, avant de quitter le site, les seaux ont été nettoyés avec une solution de Virkon par pulvérisation, brossage et immersion, puis laissés séchés au soleil.

Les éléments non réutilisables ou difficiles à désinfecter des nasses Ortmann (élastiques, ficelle, bouteilles plastiques...) ont été mis dans des sacs poubelles fermés puis jetés.

## 6. Cartographie

Sur le terrain, les positions géographiques ont été relevées avec un GPS Garmin GPSmap 62st (précision de 3 mètres).

Les cartographies ont été réalisées avec le logiciel QGIS 2.12.3. L'extension OpenLayers plugin a été utilisée afin d'afficher les orthophotographies Google satellite dont les prises de vues datent du 10 juillet 2015. Ce fond photographique a été utilisé pour réaliser les cartes présentées dans ce rapport.

L'analyse de la distribution des chanteurs d'Alyte accoucheur a été réalisée avec le logiciel Biotas 2.0, avec une méthode de lissage de Kernel.

L'ensemble des couches SIG est au format ESRI Shapefile (.shp). Le système de coordonnées de références est : RGF93 (système géodésique) / Lambert 93 (coordonnées géographiques).



## 7. Analyses statistiques

La normalité est testée à l'aide d'un test de Shapiro–Wilk. Si la normalité est avérée, la comparaison de deux groupes s'effectue alors à l'aide d'un test « t » de Student ou un test « F » de Fisher.

Si la normalité n'est pas avérée, la comparaison de deux groupes s'effectue à l'aide d'un test non paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon. Si le grand échantillon nb contient plus de 8 membres, la distribution de T (somme des rangs) est très similaire à la distribution normale (Glantz, 1998) de moyenne :

$$\mu T = (n_s (n_s + n_b + 1)) / 2$$

Formule dans laquelle  $n_s$  est la taille du plus petit échantillon et d'écart-type :

$$\sigma T = \sqrt{[(n_s n_b (n_s + n_b + 1)) / 12]}$$

Nous pouvons transformer T en la statistique de test ZT corrigée pour la continuité :

$$ZT = |T - \mu T| - 0,5 / \sigma T$$

Ainsi, ZT peut être comparée à la distribution de t avec un nombre infini de degrés de liberté du fait même qu'elle tend vers la distribution normale. Les résultats sont fournis avec leur probabilité bi-latérale.

Pour éprouver l'indépendance de deux variables qualitatives, à partir d'un tableau de contingence à L lignes et C colonnes, on effectue un test du Khi-deux ( $\chi^2$ ).

Alors que pour éprouver l'indépendance de deux variables quantitatives mais dont la normalité n'est pas avérée, on utilise le coefficient de corrélation de Spearman. Les comparaisons des droites de régression sont réalisées par un test global de la coïncidence des deux droites de régression. Les analyses statistiques sont réalisées à l'aide du logiciel R (© R Development Core Team, 2010) et Primer (Glantz, 1998).

La croissance des têtards de Grenouille rousse a été modélisée à l'aide du logiciel Growth II (Seaby et Henderson, 2006). La sélection des fonctions de lissage de la croissance a été réalisée à l'aide des tests d'Akaike (AIC) et des critères de Schwarz (SC). Afin de pouvoir réaliser une comparaison, seuls les stades de croissance les plus représentés dans les 2 échantillons ont été utilisés.

Le test d'Akaike a été calculé à partir de la formule suivante :

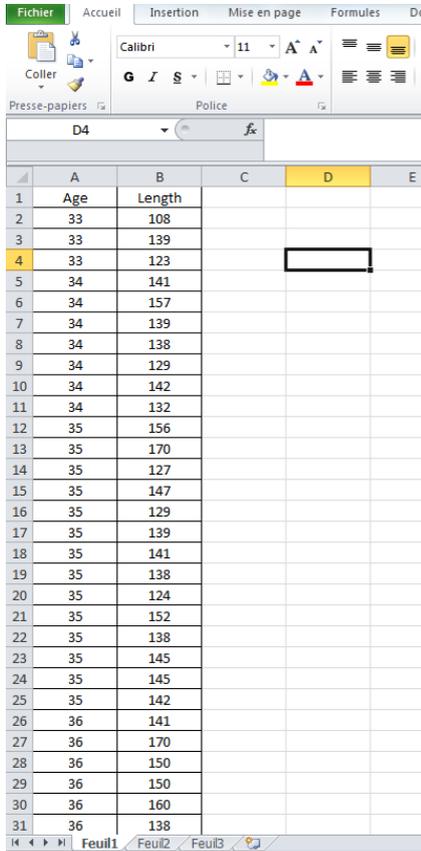
$$AIC = N \ln (WSS) + 2 M$$

où N est le nombre de données, WSS est la somme pondérée des carrés des résidus et M représente le nombre de paramètres du modèle (Seaby et Henderson, 2006).

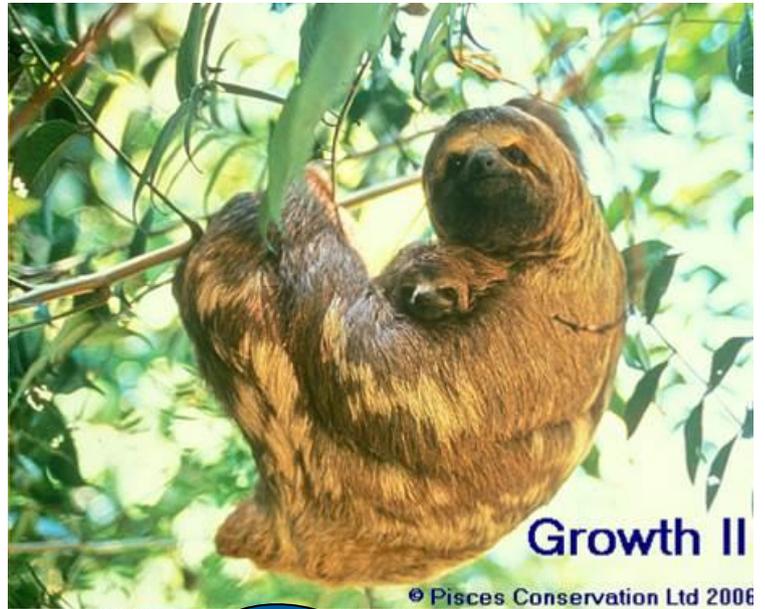
Les critères de Schwarz ont été calculés à partir de la formule suivante (*Ibidem*) :

$$SC = N \ln (WSS) + \ln (N) M$$

Le détail de fonctions de lissage de la croissance est abordé dans Seaby, Henderson et Somes, (2006).



	A	B	C	D	E
1	Age	Length			
2	33	108			
3	33	139			
4	33	123			
5	34	141			
6	34	157			
7	34	139			
8	34	138			
9	34	129			
10	34	142			
11	34	132			
12	35	156			
13	35	170			
14	35	127			
15	35	147			
16	35	129			
17	35	139			
18	35	141			
19	35	138			
20	35	124			
21	35	152			
22	35	138			
23	35	145			
24	35	145			
25	35	142			
26	36	141			
27	36	170			
28	36	150			
29	36	150			
30	36	160			
31	36	138			



# RÉSULTATS



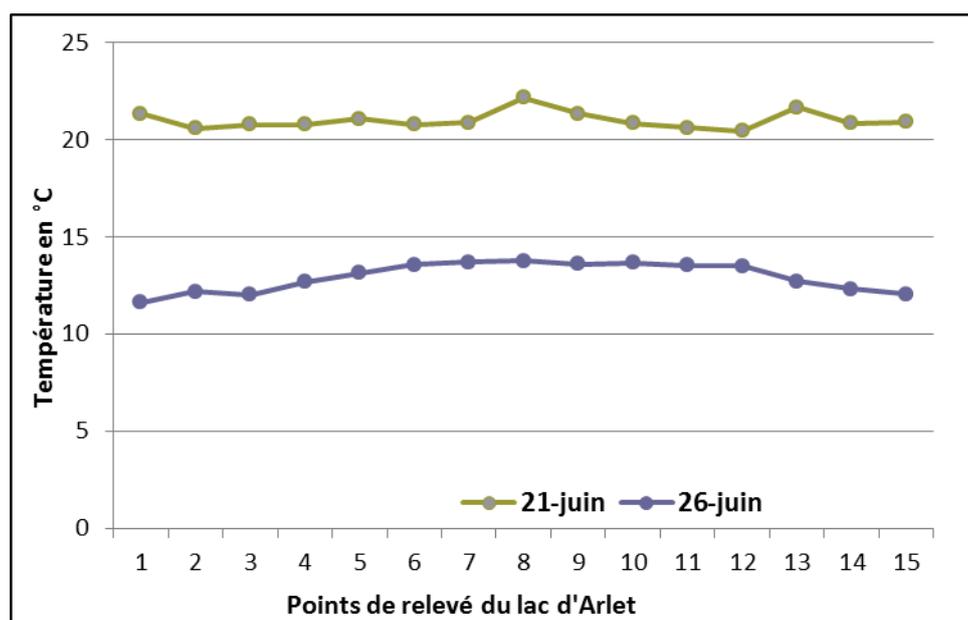
### III. Résultats

#### 1. Paramètres physico-chimiques de l'eau

##### a. Mesures autour du lac d'Arlet

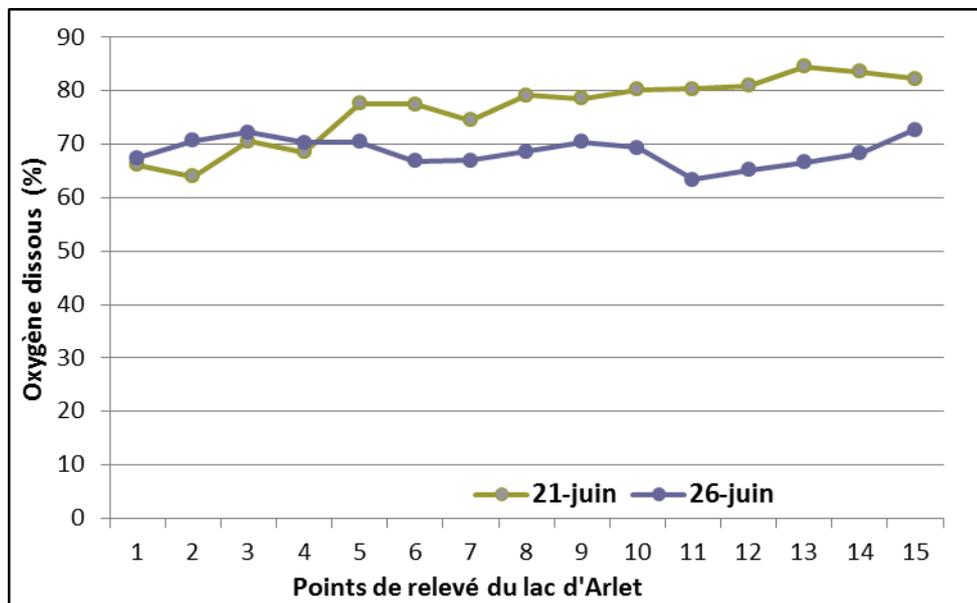
Le relevé des paramètres physico-chimiques de l'eau en 15 points autour du lac d'Arlet (Cf. II.3) le 21 juin et le 26 juin montre un aspect assez homogène de l'ensemble de la zone littorale à un moment donné.

Le 21 juin, la température de l'eau à 20 cm de profondeur varie peu autour du lac, avec une moyenne de 21,02°C (min=20,48 ; max=22,19). Le 26 juin, la température de l'eau varie peu avec une moyenne de 12,95°C (min=11,64 ; max=13,77). Les différences constatées entre le 21 et le 26 juin (Cf. Fig.20) suggèrent que la température des eaux de surface peut rapidement changer en fonction des conditions météorologiques (température de l'air, vent...) (Cf. II.3. conditions météorologiques au cours de l'étude).



**Figure. 20.** Température de l'eau (°C) pour 15 points de relevés dans la zone littorale du lac d'Arlet, le 21 et 26 juin.

De la même manière, les mesures du pourcentage d'oxygène dissous dans l'eau varient peu autour du lac (Cf. Fig.21). Le 21 juin, le pourcentage d'oxygène dissous à 20 cm de profondeur, est en moyenne de 76,55 (min=64,00 ; max=84,50). Le 26 juin, le pourcentage d'oxygène dissous est en moyenne de 68,64 (min=63,40 ; max=72,70), et donc légèrement inférieur aux valeurs du 21 juin.



**Figure. 21.** Oxygène dissous (%) pour 15 points de relevés dans la zone littorale du lac d'Arlet, le 21 et 26 juin.

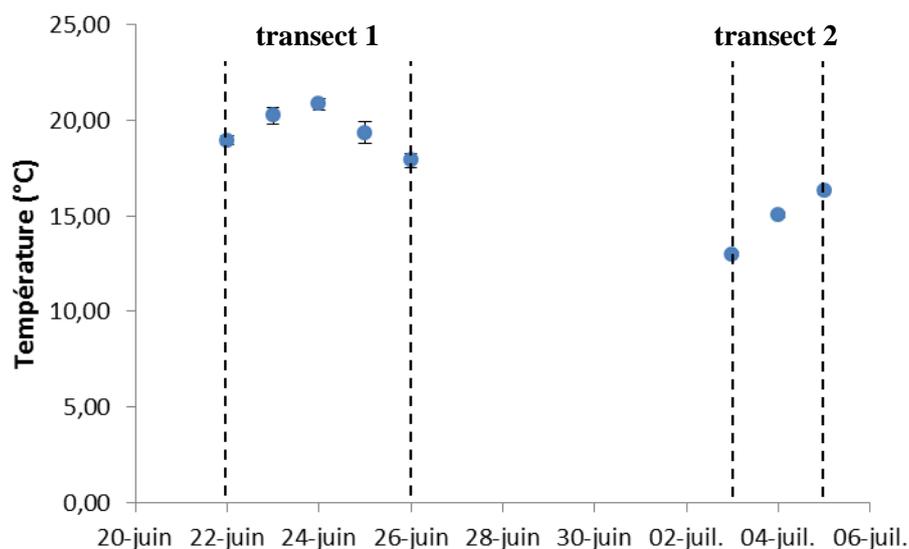
La conductivité de l'eau varie de 48  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 108  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (moyenne de 57,33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) le 21 juin et de 53  $\mu\text{S}/\text{cm}$  à 134  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (moyenne de 66,40  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) le 26 juin. La légère augmentation de la conductivité est certainement due à plusieurs jours de vents importants, remettant en suspension de la matière.

Le pH varie peu, avec une moyenne de 7,45 le 21 juin et de 7,51 le 26 juin.

### **b. Evolution des paramètres physico-chimiques sur les transects de capture des Tritons palmés**

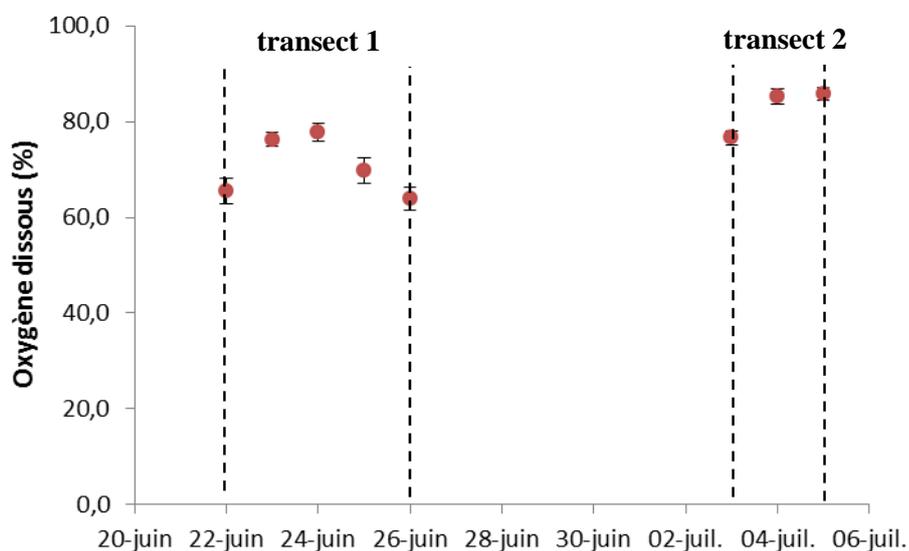
Sur les transects 1 et 2, la température et l'oxygène dissous varient très peu entre le début, le milieu et la fin du transect. La température moyenne de l'eau est supérieure, du 22 au 26 juin, sur le transect 1 (moyenne de 19,44°C) par rapport au transect 2, du 3 au 5 juillet, (moyenne de 14,77°C). Le pourcentage d'oxygène dissous est inférieur sur le transect 1 (moyenne 70,62%) par rapport au transect 2 (moyenne de 82,51%).

Sur le transect 1, mis en place du 22 au 26 juin, la température moyenne varie de 17,89°C à 20,83°C ; sur le transect 2, mis en place du 3 au 5 juillet, la température moyenne varie de 12,97°C à 16,31°C (Cf. Fig.22).



**Figure. 22.** Température moyenne de l'eau (point bleu) et écart-type (moustache) sur les transects 1 et 2.

Sur le transect 1, mis en place du 22 au 26 juin, le pourcentage moyen d'oxygène dissous varie de 63,93 à 77,77 ; sur le transect 2, mis en place du 3 au 5 juillet, le pourcentage moyen d'oxygène dissous varie de 76,57 à 85,77 (Cf. Fig.23).



**Figure. 23.** Pourcentage moyen d'oxygène dissous dans l'eau (point rouge) et écart-type (moustache) sur les transects 1 et 2.

## 2. Observations de Vairons *Phoxinus phoxinus* et Truites *Salmo trutta fario*

La réalisation de 7 prospections nocturnes des berges du lac à la lampe, entre le 20 juin et le 4 juillet (20 juin, 21 juin, 24 juin, 26 juin, 29 juin 1<sup>er</sup> juillet et 4 juillet), a permis d'observer 2 espèces de poissons dans le lac d'Arlet : le Vairon *Phoxinus phoxinus*, certainement introduit en tant qu'appât depuis plusieurs années, et la Truite fario *Salmo trutta fario*, dont 1000 alevins ont été introduits récemment.

D'après une analyse photographique, les individus observés en 2017 ont été confirmés comme appartenant à l'espèce de Vairon *Phoxinus phoxinus*, et non pas au Vairon de l'Adour *Phoxinus bigerri* par Thibault Fournier (AFB), d'après les photographies prises par Christian Muscarditz et Patrick Hacala (AFB). Les principaux critères d'identification, permettant d'identifier l'espèce *Phoxinus phoxinus* sont : une tête symétrique ; la base de la nageoire anale plus courte que le pédoncule caudal.



**Figure. 24.** Photographie d'un Vairon *Phoxinus phoxinus* du lac d'Arlet (AFB / C.Muscarditz, P.Hacala).

Les 7 prospections nocturnes de la zone littorale ont permis de noter 46 contacts avec des Vairons et 52 contacts avec des jeunes Truite fario (Cf. Fig. 25 et 26). Les contacts avec des Vairons ont été observés principalement au sud et à l'ouest du lac d'Arlet (ruisseau), ainsi qu'une observation vers l'îlot. Les Truites ont été observées principalement au sud du lac d'Arlet.

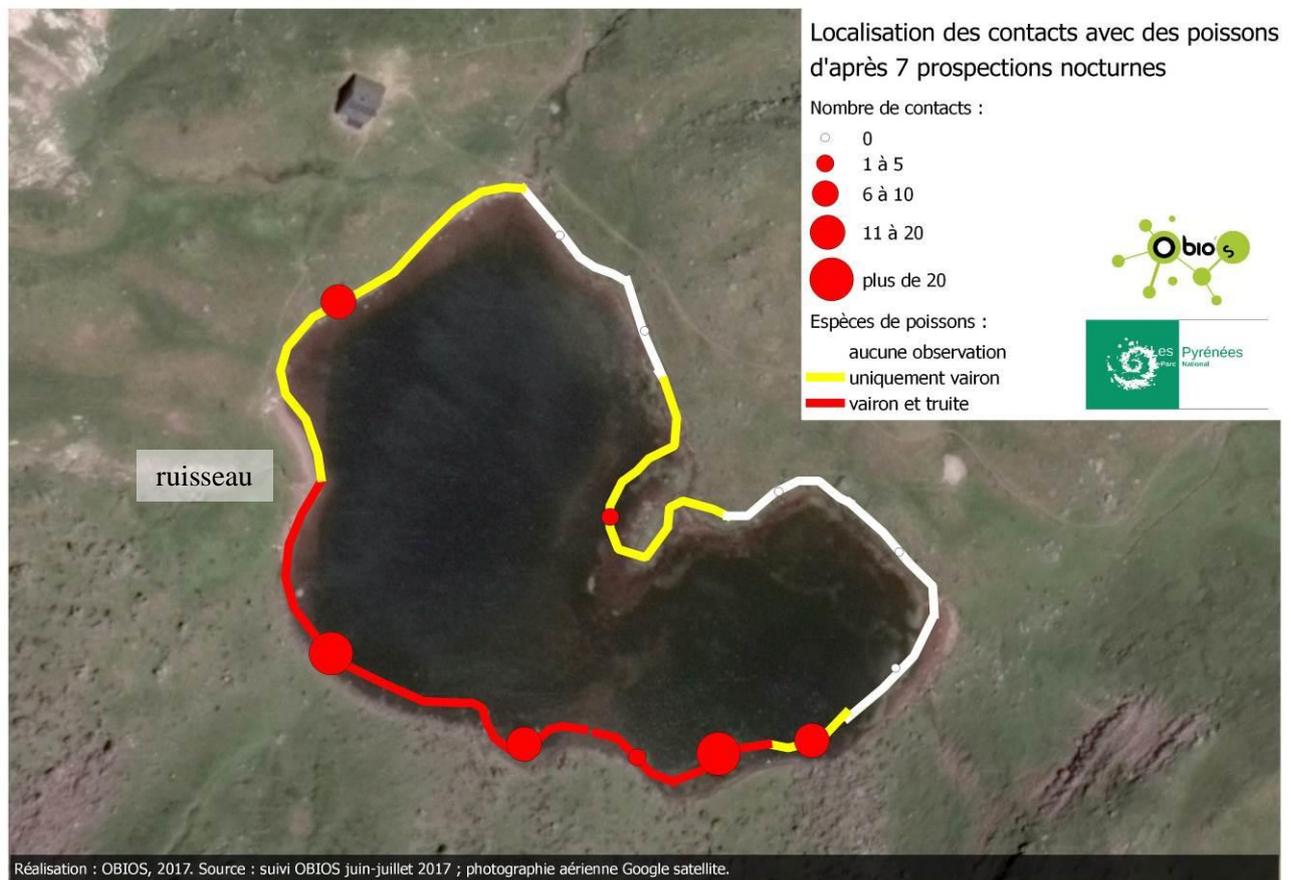


**Figure. 25.** Localisation des contacts avec des Vairons d'après 7 prospections nocturnes.



**Figure. 26.** Localisation des contacts avec des Truites d'après 7 prospections nocturnes.

Ces prospections ont permis de différencier des zones avec des contacts de poisson rare dans la partie peu profonde à l'est du lac (Cf. Fig.27, traits blanc) et des zones avec des contacts de poissons plus fréquents dans la partie sud (Cf. Fig.27, trait rouge). Les vairons, liés à la zone littorale, ont été observés sur un plus grand nombre de secteurs par rapport aux truitelles, liées à la fosse de 7,5m.



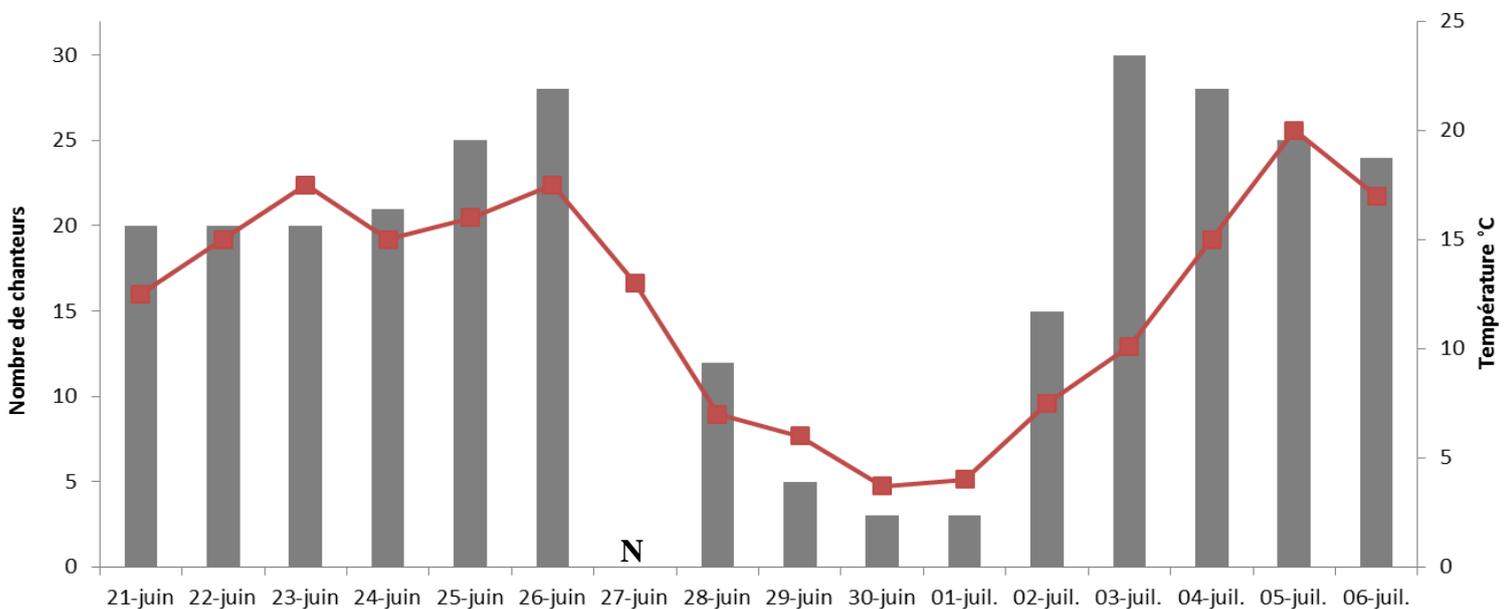
**Figure. 27.** Localisation des contacts de Vairon *Phoxinus phoxinus* et Truites *Salmo trutta fario* d'après 7 prospections nocturnes (20 juin, 21 juin, 24 juin, 26 juin, 29 juin, 1<sup>er</sup> juillet et 4 juillet).

En dehors de ces 7 prospections nocturnes, d'autres observations ponctuelles de Vairons ont été réalisées : un groupe de 24 vairons observés dans la zone littorale au sud du lac d'Arlet ; une cinquantaine d'individus au niveau du ruisseau temporaire à l'ouest du lac d'Arlet. L'exutoire du ruisseau temporaire à fond de graviers situé à l'ouest du lac semble favorable à la reproduction des vairons : jusqu'à une cinquantaine d'individus y ont été observés en même temps, dont des mâles porteurs de tubercules nuptiaux sur la tête.

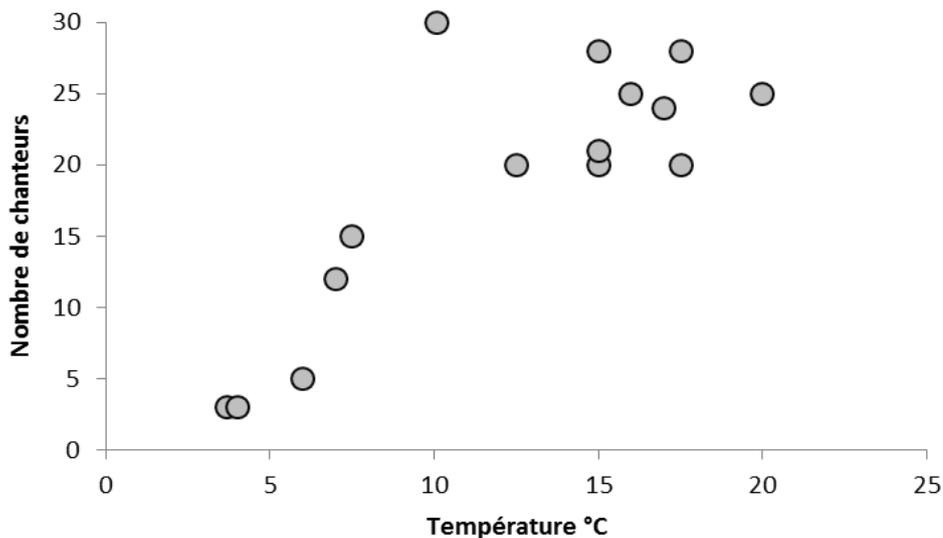
### 3. Alyte accoucheur *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768)

#### a. Dénombrement et localisation des chanteurs d'Alyte accoucheur

Le nombre de chanteurs d'Alyte accoucheur, lors d'un parcours autour du lac, a été noté du 21 juin au 6 juillet (Cf. Fig.28). Un maximum de 30 chanteurs a été noté le 3 juillet avec une température de 10,1 °C. Du 21 juin au 6 juillet, le nombre moyen de chanteurs est de 19 par soirée (écart-type = 9,09 ; minimum =3 ; maximum = 30). Le nombre de chanteurs est significativement corrélé à la température ( $r_s = 0,703$  ;  $p < 0,01$ ) (Cf. Fig.29). Il a fortement chuté lors d'une période de refroidissement du 28 juin au 2 juillet, avec seulement 3 chanteurs en début de soirée le 30 juin, pour une température de 3,1 °C à 23h et le 1<sup>er</sup> juillet pour une température de début de soirée inférieure à 5°C.

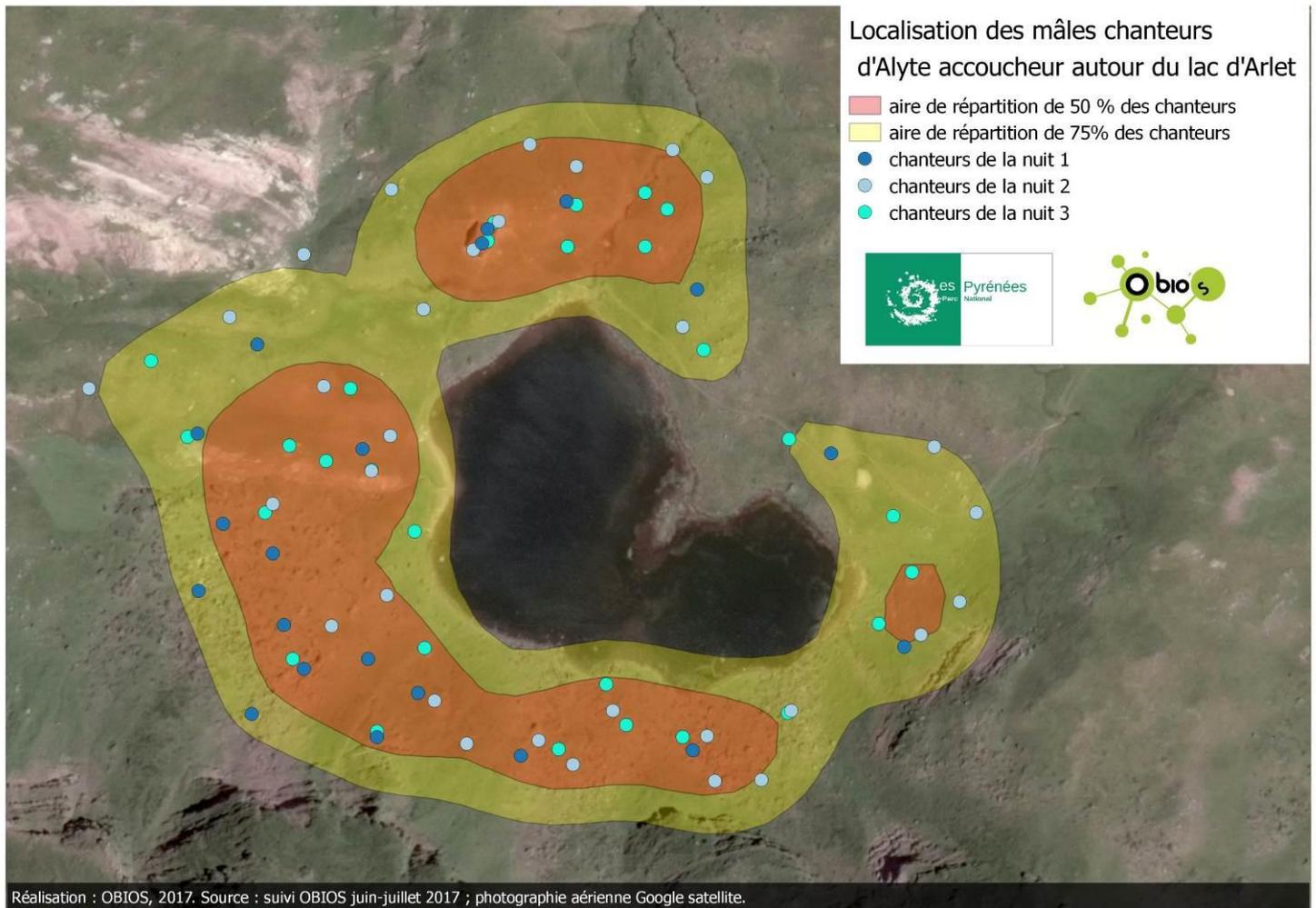


**Figure. 28.** Nombre de chanteurs d'Alyte accoucheur (bâton gris) du 21 juin au 6 juillet en fonction de la température (courbe rouge) au Lac d'Arlet dans le Parc National des Pyrénées. NA (non compté).



**Figure. 29.** Relation entre le nombre de chanteurs d'Alyte accoucheur et la température au Lac d'Arlet dans le Parc National des Pyrénées.

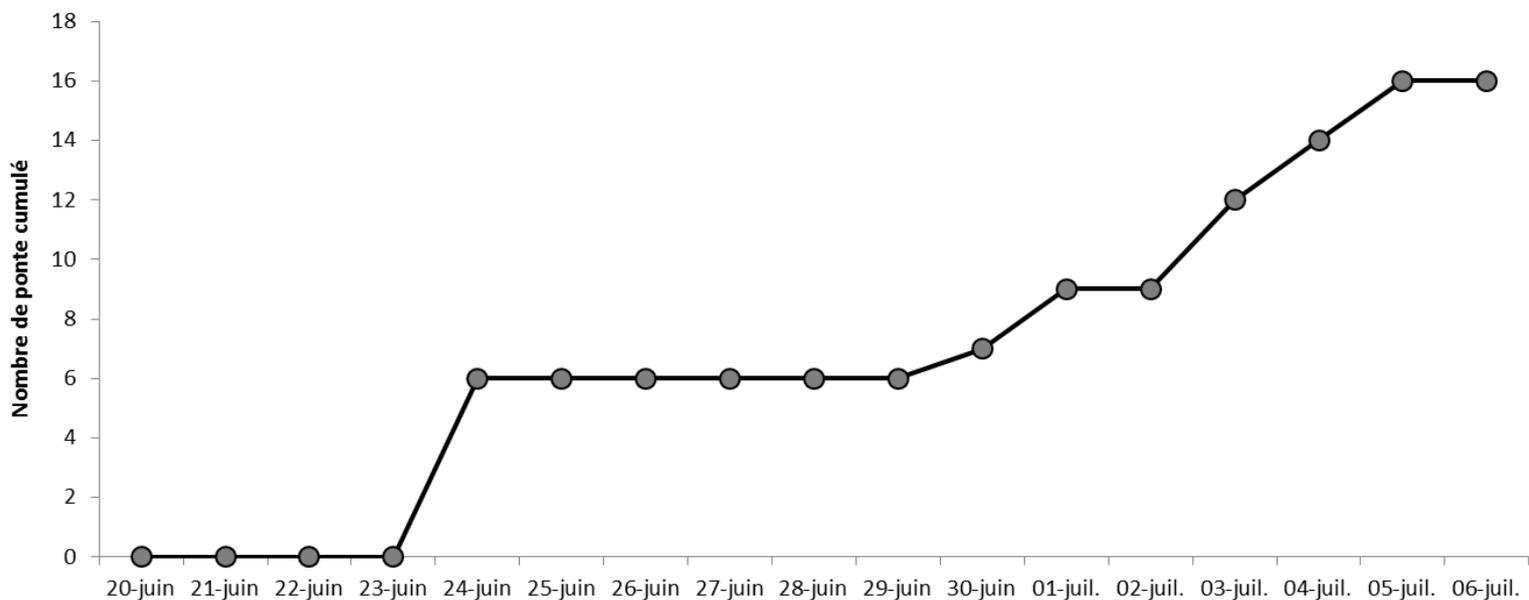
Le lissage de la distribution des mâles chanteurs d'Alytes accoucheur par une méthode fixe de Kernel montre qu'en prenant en compte 95 % des points la surface estimée est de 22 ha autour du lac, avec 75 % des points la surface est de 11 ha et 50 % des points de 4,6 ha (Cf. Fig. 30). Les chanteurs d'Alyte accoucheur du lac d'Arlet se répartissent sur le bassin versant du lac. Ils utilisent principalement les zones d'éboulis, les murs du refuge d'Arlet, les gros blocs rocheux dans la partie sud-est et le vallon du ruisseau qui se jette dans le lac. La zone de lapiaz au nord-ouest du lac en remontant vers le col d'Arlet est également utilisée comme les blocs rocheux des berges de l'exutoire du lac.



**Figure. 30.** Localisation des mâles chanteurs d'Alytes accoucheurs lors de trois sorties nocturnes favorables avec lissages des points de contact par une méthode fixe de Kernel sous BIOTAS.

### b. Chronologie de dépôt des pontes d'Alyte accoucheur

La courbe cumulée du nombre de pontes déposées sur les bords du lac d'Arlet par les mâles d'Alyte accoucheur montre un début d'activité le 24 juin, avec 6 pontes, puis un arrêt jusqu'au 29 juin (Cf. Fig.31). En pleine période de refroidissement, le 30 juin et le 1<sup>er</sup> juillet, trois pontes supplémentaires ont été déposées. Dans la période de redoux qui fait suite au refroidissement, l'activité de dépôt de ponte augmente avec en moyenne deux pontes par soirée. Au final, 16 pontes ont été déposées du 20 juin au 6 juillet.



**Figure. 31.** Nombre cumulé de pontes déposées par l’Alyte accoucheur sur les bords du lac d’Arlet du 20 juin au 6 juillet 2017.

### c. Dénombrement et localisation des têtards d’Alyte accoucheur

La distribution des têtards d’Alyte dans la zone littorale prospectée du lac d’Arlet est significativement liée aux zones où les poissons ont une activité nocturne réduite ( $Z = -2,22$  ;  $p < 0,05$ ).

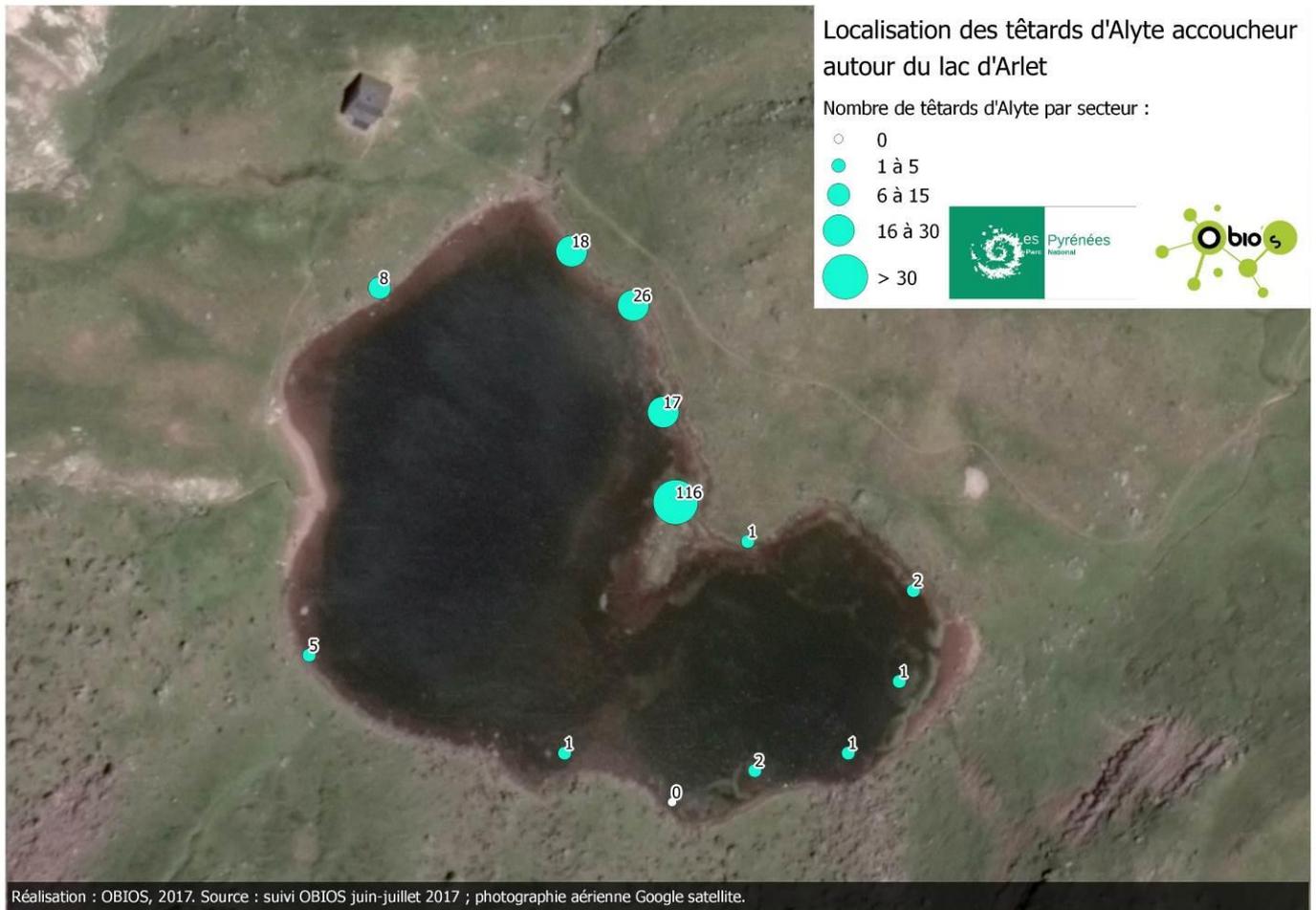
Au total, durant la nuit du 4 juillet 2017, nous avons dénombré 198 têtards d’Alyte accoucheur autour du lac. Les têtards sont principalement contactés dans la zone littorale de l’exutoire du lac jusqu’à l’îlot dans la partie nord-est du lac avec 92 % des effectifs dénombrés (Cf. Fig.32). Le secteur de l’îlot comporte 69 % des effectifs dénombrés le 4 juillet 2017 (Cf. Fig.32).

La zone de l’îlot est très attractive car elle comporte des zones de caches sous les pierres ainsi que des zones littorales de faibles profondeurs au fond limoneux et caillouteux et où les herbiers de *Sparganium angustifolium* se développent limitant les accès aux poissons. Dans la partie ouest à faible profondeur où le bétail vient s’abreuver l’épaisseur de limon augmente et les contacts de têtards d’Alyte deviennent très rares.

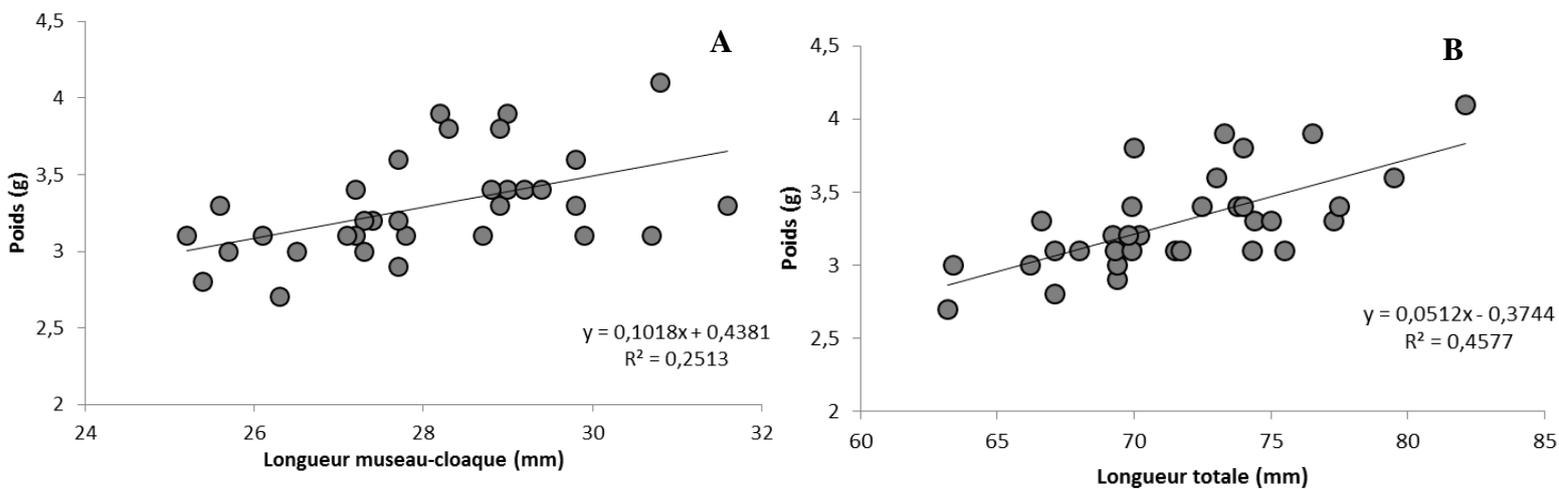
### d. Caractéristiques biométriques des têtards d’Alyte accoucheur

Sur 35 têtards d’Alyte accoucheur pêchés et relâchés après mesures, aucun ne présentait de signe d’attaque de poissons sur le corps. La longueur totale (corps plus queue) des têtards ( $n = 35$ ) est en moyenne de 71,65 mm (écartype = 4,36 ; minimum = 63,2 mm ; maximum = 82,1). La longueur museau-cloaque des têtards ( $n = 35$ ) est en moyenne de 28,06 mm (écartype = 1,62 ; minimum = 25,2 mm ; maximum = 31,6). Le poids des têtards ( $n = 35$ ) est en moyenne de 3,29 g (écartype = 0,33 ; minimum = 2,7 g ; maximum = 4,1 g).

La longueur museau-cloaque des têtards d'Alyte accoucheur est significativement corrélée au poids ( $r = 0,5$  ;  $p < 0,01$ ). La longueur totale des têtards d'Alyte accoucheur est significativement corrélée au poids ( $r = 0,67$  ;  $p < 0,01$ ).

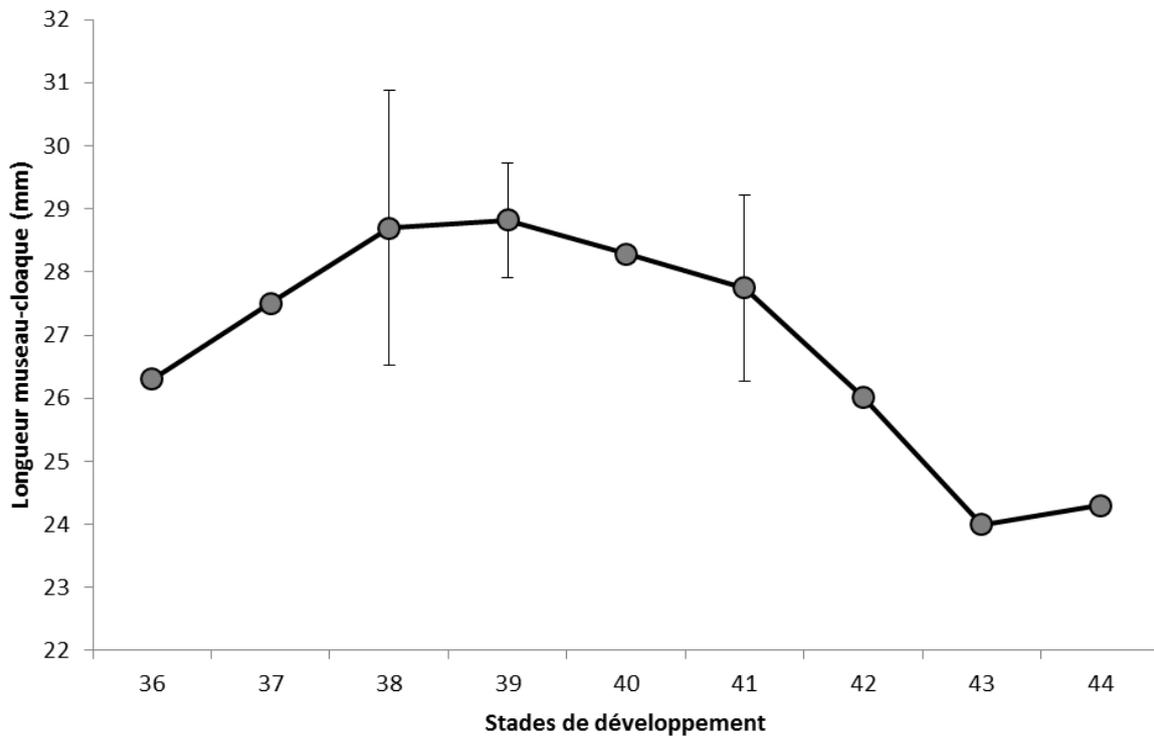


**Figure. 32.** Localisation des têtards d'Alytes accoucheurs durant la soirée du 4 juillet 2017 dans le lac d'Arlet..



**Figure. 33.** Relation entre la longueur museau-cloaque (mm) et le poids (g) (A) et la longueur totale (mm) et le poids(g) (B) de 35 têtards d'Alytes du lac d'Arlet.

La croissance des têtards d'Alyte accoucheur ( $n = 35$ ) en fonction de leur stade de développement (table de Gosner, 1960) est présentée dans la figure suivante. A partir du stade 40, la longueur museau-cloaque des Têtards d'Alyte diminue et tout particulièrement au stade 4 pattes jusqu'à la métamorphose.



**Figure. 34.** Evolution de la longueur museau-cloaque (mm) des têtards d'Alyte accoucheur ( $n = 35$ ) en fonction de leur stade de développement (table de Gosner, 1960) dans le lac d'Arlet juin 2017, moustache = écart-type.

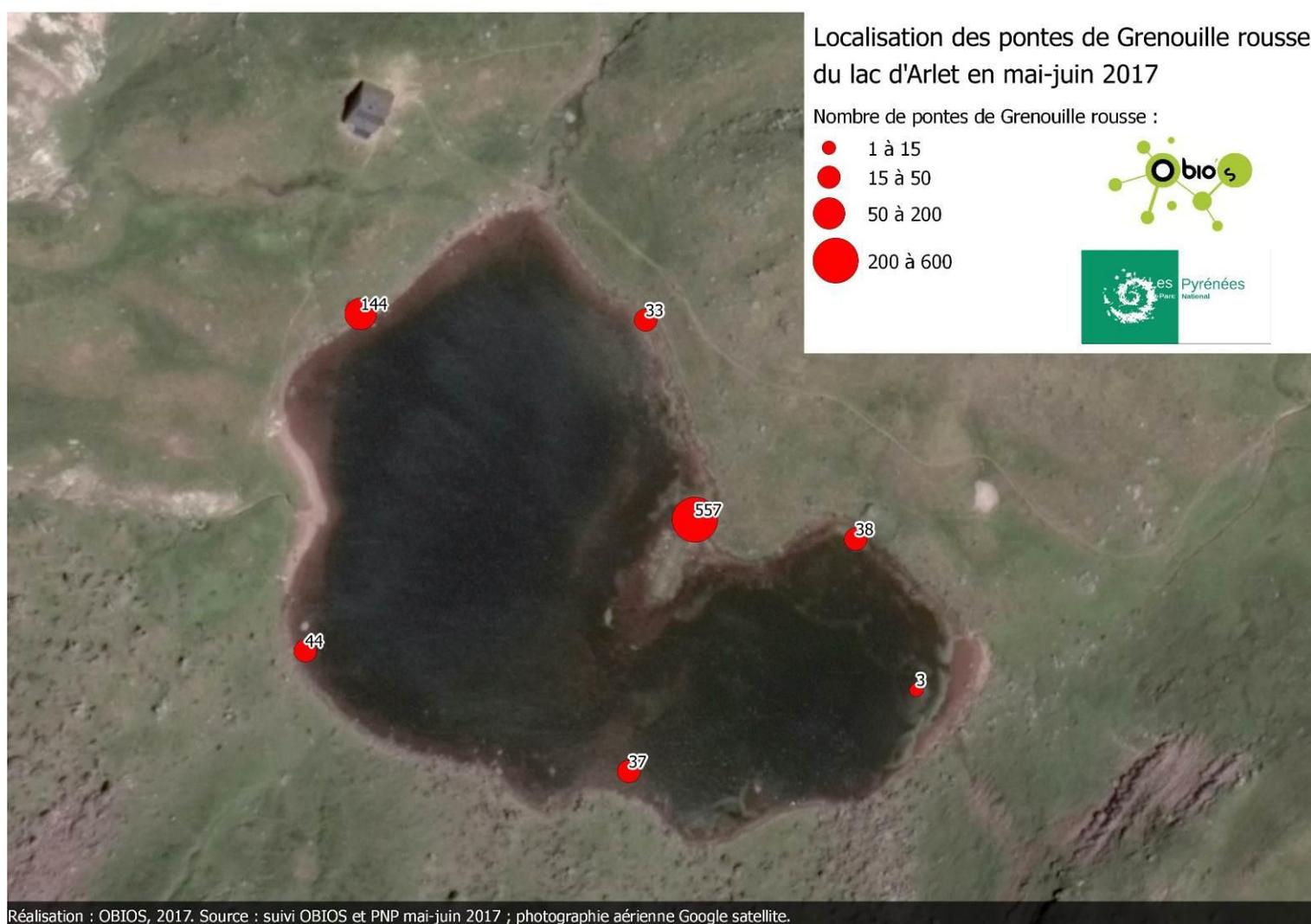
## 4. Grenouille rousse *Rana temporaria* Linnaeus, 1758

### a. Dénombrement et localisation des pontes de Grenouille rousse

Le 29 mai 2017, **603 pontes** de Grenouille rousses ont été dénombrées dans le lac d'Arlet et 12 pontes (8, 2, 2) dans des flaques autour du lac et au col. En dessous de 1900 m, les pontes n'étaient plus visibles et seuls les têtards étaient présents dans les flaques et laquets du Banasse. Nous avons observé également plus de 100 adultes actifs dont plusieurs amplexus tout autour du lac (reproduction en cours). Il y avait aussi 102 cadavres de Grenouille rousse dont 1 prélevé et remis au secteur à Bedous le 30 mai 2017.

Lors du deuxième passage le 2 juin 2017, Gautier Chasserriaud et Sylvain Rollet du Parc National des Pyrénées ont dénombré **253 pontes supplémentaires** de Grenouille rousse ainsi que 170 cadavres d'adultes de Grenouilles rousses.

Une ponte tardive de Grenouille rousse a été trouvée le 3 juillet 2017 en bordure du lac. Ainsi, au total, il a été dénombré **857 pontes de Grenouilles rousses** durant la saison de suivi (Cf. Fig.35).



**Figure. 35.** Localisation des pontes de Grenouilles rousses autour du lac d'Arlet du 29 mai et 2 juin 2017.

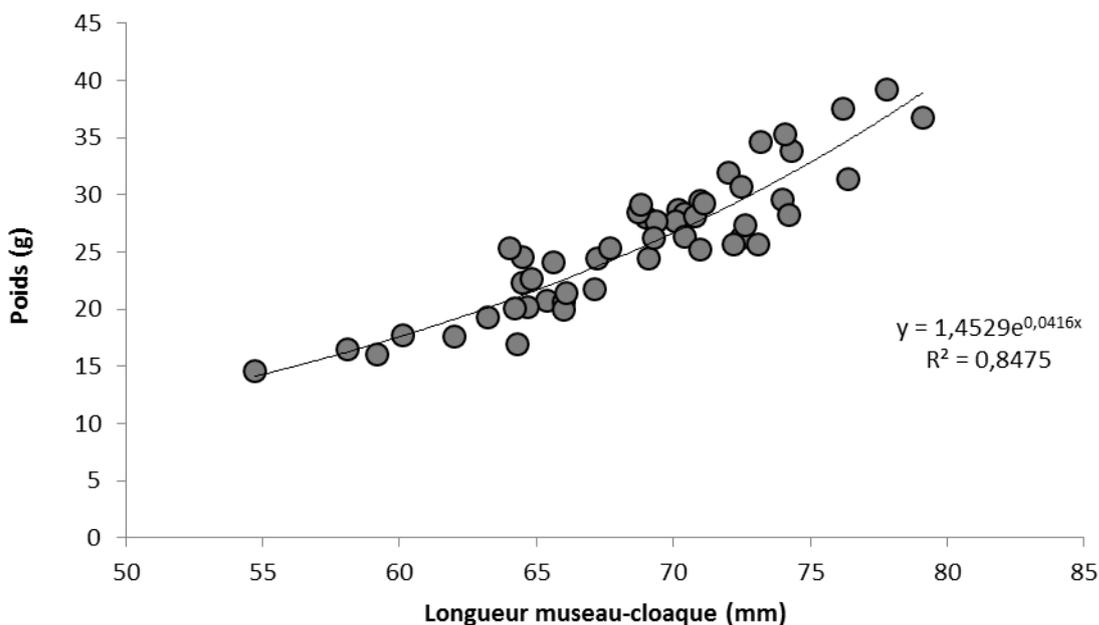
## b. Dénombrement des adultes de Grenouille rousse

Le comptage nocturne du 21 juin 2017 a permis de compter **703 adultes** de Grenouille rousse autour du lac d'Arlet, dans l'eau et sur la berge à la recherche de nourriture. Il ne restait plus que **125 adultes** lors d'un comptage nocturne du 3 juillet 2017.

## c. Caractéristiques biométriques des adultes de Grenouille rousse

La nuit du 5 juillet 2017, 50 mâles de Grenouilles rousse ont été mesurés. La répartition de la variable longueur museau-cloaque suit significativement une loi normale ( $W = 0,9835$  ;  $p = 0,704$ ) comme pour la variable poids ( $W = 0,9821$ ,  $p = 0,644$ ). La longueur museau-cloaque des mâles de Grenouilles rousse est en moyenne de 68,66 mm ( $n = 50$  ; E.T. = 5,126 mm ; min. = 54,7 mm et max. = 79,1 mm). Le poids moyen des mâles est en de 28,97 g ( $n = 50$  ; E.T. = 12,48 g ; min. = 13 g et max. = 84 g).

La variable poids est significativement corrélée à la variable longueur museau-cloaque ( $r = 0,908$  ;  $p < 0,0001$ ) avec comme équation de la droite d'ajustement : Poids =  $1,4529 e^{0,0416 * \text{Longueur m-c}}$  (Cf. Fig.36).



**Figure. 36.** Relation entre la longueur museau-cloaque (mm) et le poids (g) de 50 mâles de Grenouilles rousse du lac d'Arlet.

## d. Caractéristiques biométriques des têtards de Grenouille rousse

Deux échantillons de 100 têtards de Grenouille rousse chacun ont été prélevés dans deux secteurs différents. Le premier est situé dans une zone du lac à contacts fréquents de poissons et l'autre dans un secteur où il n'a pas été contacté de poissons qualifié poisson rare (Cf.II.2.e).

La densité de têtards de Grenouilles rousse sur les deux zones diffère avec 1,66 têtards par m<sup>2</sup> dans la zone à poisson rare et 0,83 têtard par m<sup>2</sup> dans la zone à poisson fréquent. Cette

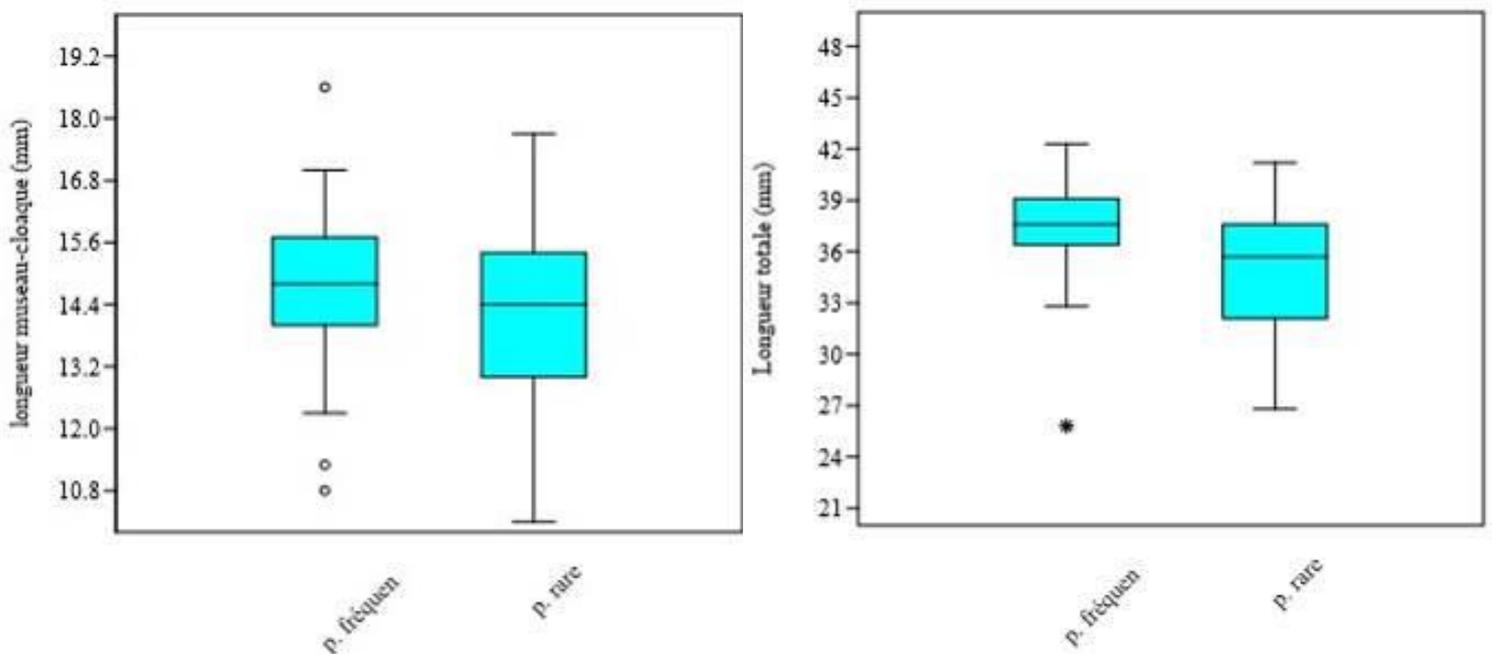
densité plus faible de têtards de Grenouille rousse dans la zone poisson fréquent limite la compétition intraspécifique.

La répartition de la variable longueur museau-cloaque suit significativement une loi normale pour l'échantillon dans le secteur à poisson fréquent ( $W = 0,986$  ;  $p = 0,398$ ) et pour celui du secteur poisson rare ( $W = 0,989$  ;  $p = 0,579$ ).

La longueur museau-cloaque des têtards de Grenouilles rousses est en moyenne dans le secteur à poisson fréquent de 14,81 mm (E.T. = 12,93 mm ; min. = 10,8 mm et max. = 18,6 mm) et de 14,22 mm (E.T. = 15,52 mm ; min. = 10,2 mm et max. = 17,7 mm) dans le secteur poisson rare. La longueur museau-cloaque des têtards est en moyenne significativement plus faible dans le secteur du lac à poisson rare ( $t = 2,91$  ;  $p < 0,01$ ).

La répartition de la variable longueur museau-cloaque ne suit pas significativement une loi normale pour l'échantillon dans le secteur à poisson fréquent ( $W = 0,982$  ;  $p < 0,05$ ) et pour celui du secteur poisson rare ( $W = 0,956$  ;  $p < 0,05$ ).

La longueur totale des têtards sans blessure de Grenouilles rousses est en moyenne, dans le secteur à poisson fréquent, de 37,56 mm (E.T. = 27,05 mm ; min. = 25,8 mm et max. = 42,3 mm) et de 34,98 mm (E.T. = 32,84 mm ; min. = 26,8 mm et max. = 41,2 mm) dans le secteur poisson rare. La longueur totale des têtards a une médiane significativement plus faible dans le secteur du lac à poisson rare ( $z = -4,24$  ;  $p < 0,0001$ ).



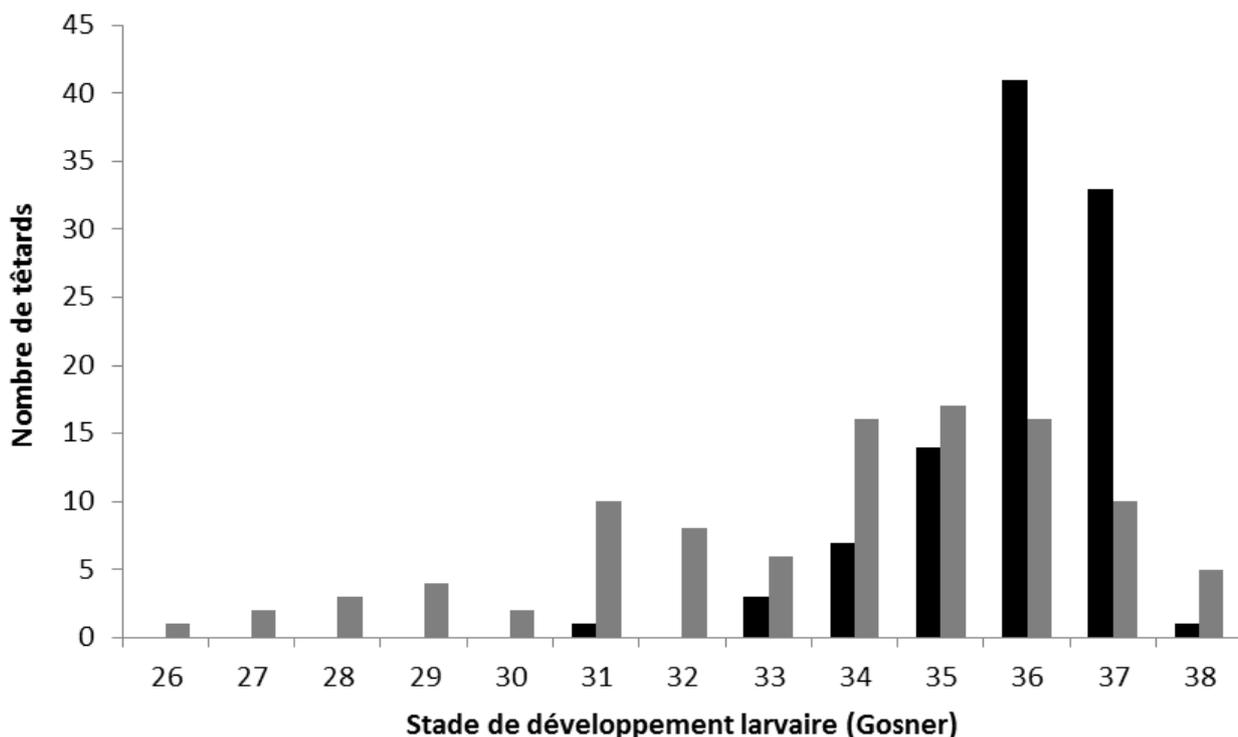
**Figure. 37.** Description statistique de la longueur museau-cloaque (à gauche) et de la longueur totale des têtards sans blessure (à droite) de deux secteurs du lac d'Arlet, poisson fréquent et poisson rare : trait = médiane, boîte = quartiles, moustache = min.-max., cercle = extrêmes.

Le nombre de têtards de Grenouille rousse en fonction du stade de développement larvaire (table de Gosner) varie significativement en fonction des secteurs à poisson fréquent et à poisson rare (chi-deux = 32 ;  $p < 0,0001$ ) (Cf. Tab. III).

**Tableau. III :** Variabilité du nombre de têtards en fonction du secteur et des stades de développement larvaire (table de Gosner).

Stades	poisson fréquent	poisson rare
26 à 33	4	36
34 à 38	96	64

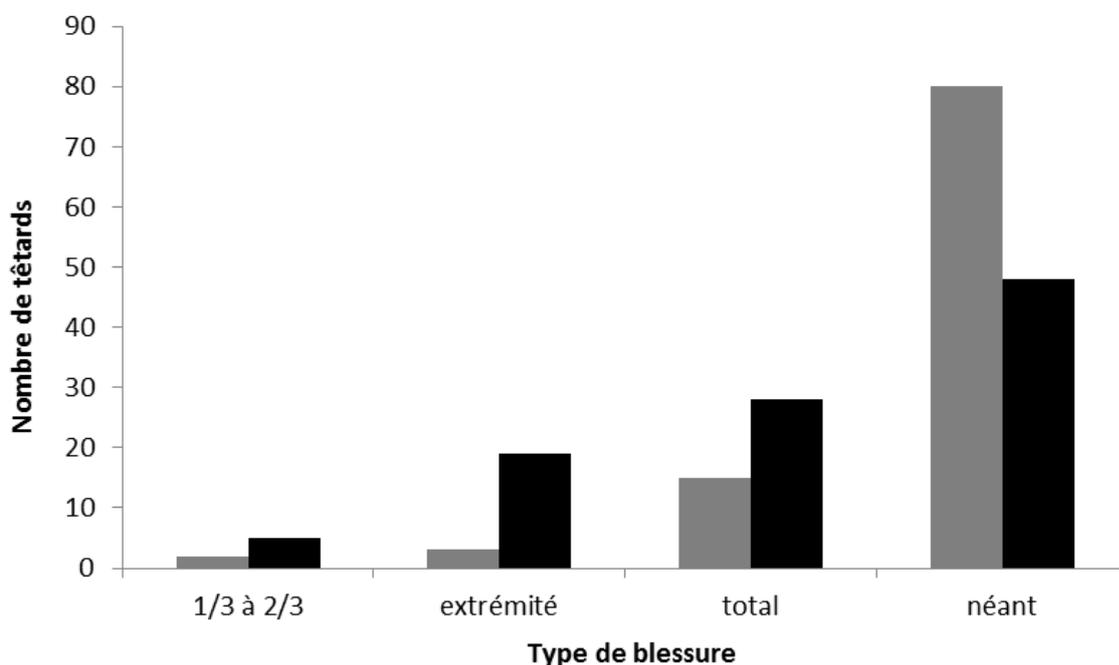
Les stades de développement larvaires inférieur à 31 n'ont pas été observés dans le secteur à poisson fréquent (Cf. Fig.38). Pour le secteur à poisson rare, 12 têtards ont été relevés dans les stades inférieurs à 31. Concernant les stades 31 à 33, seulement 3 têtards ont été observés dans le secteur à poisson fréquent contre 24 têtards dans le secteur à poisson rare. Dans le secteur à poisson fréquent ce sont les stades 36 et 37 qui ont le plus de têtards.



**Figure. 38.** Répartition du nombre de têtards de Grenouilles rousses en fonction du stade de développement larvaire (table de Gosner) des secteurs à poisson fréquent (barre noire) et poisson rare (barre gris) du lac d'Arlet .

Le nombre de têtards de Grenouille rousse en fonction du type de blessure sur la queue varie significativement en fonction des secteurs à poisson fréquent et à poisson rare (chi-deux = 24,85 ;  $p < 0,0001$ ). Le nombre de têtards sans blessures observées sur la queue est de 80 dans le secteur à poisson rare contre 48 dans le secteur à poisson fréquent (Cf. Fig.39).

Le nombre de têtards de Grenouille rousse sans queue varie également avec 15 têtards dans le secteur à poisson rare et 28 dans le secteur à poisson fréquent (Cf. Fig.39).



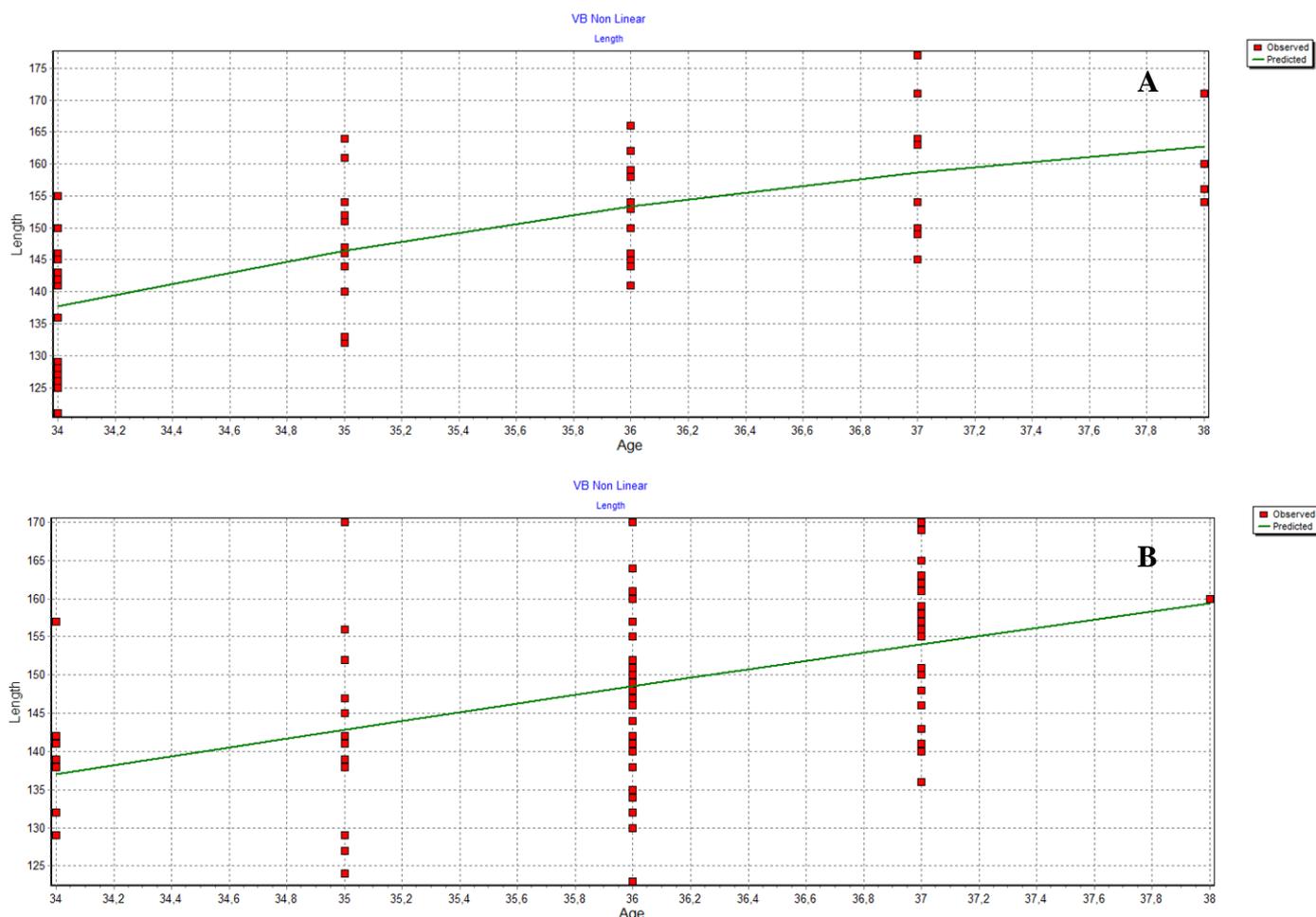
**Figure. 39.** Répartition du nombre de têtards de Grenouilles rouges en fonction du type de blessure observé sur la queue et des secteurs à poisson fréquent (barre noire) et poisson rare (barre gris) du lac d'Arlet.

La modélisation de la croissance des têtards de Grenouille rousse en fonction de la longueur museau-cloaque et du stade de développement larvaire, identifié par la table de Gosner, a été réalisée à l'aide du logiciel Growth II (Seaby et Henderson, 2006). Les stades de croissance retenus sont ceux qui sont les mieux représentés dans les deux secteurs, soit les stades 34 à 38. Les modèles de croissance sont sélectionnés en fonction de la valeur du Akaike Information Critère (AIC) et du Schwarz Critère (SC) présentés dans le tableau ci-dessous pour les différents secteurs du lac.

**Tableau. IV :** Sélection des fonctions de modélisation de la croissance des têtards de Grenouilles rouges en fonction des secteurs du lac à l'aide du Akaike Information Critère (AIC) et du Schwarz Critère (SC)

Type de fonction	poisson fréquent		poisson rare	
	AIC	SC	AIC	SC
<b>Exponential</b>	890,535	898,228	541,654	548,084
<b>Non Linear Von Bertalanffy</b>	890,607	898,3	541,656	548,086
<b>Morgan-Mercer-Flodin (MMF)</b>	890,736	900,994	543,656	552,229
<b>4 Parameter Gompertz</b>	890,832	901,089	543,662	552,234
<b>Weibull</b>	891,246	901,504	543,667	552,24
<b>Janoschek</b>	892,545	902,803	543,662	552,234
<b>5 Parameter Richards</b>	900,38	913,202	558,876	569,592
<b>4 Parameter logistic</b>	1147,56	1157,81	699,655	708,227
<b>3 Parameter Gompertz</b>	1404,79	1412,49	897,286	903,716
<b>3 Parameter Logistic</b>	1405,66	1413,36	897,854	904,283
<b>4 Parameter Richards</b>	1407,63	1417,88	899,829	908,401

Les deux fonctions de croissances qui ont les meilleurs AIC et SC sont Exponentielle (exponential) et Von Bertalanffy non linéaire (Non Linear Von Bertalanffy) (Cf. Tab.IV). En fonction de la forme de la courbe de croissance, nous avons retenu la fonction de Von Bertalanffy non linéaire pour comparer les populations de têtards des différents secteurs, poisson fréquent et poisson rare (Cf. Fig. 40).



**Figure. 40.** Modélisation de la croissance par une fonction de Von Bertalanffy non linéaire des têtards de Grenouille rousse à l'aide du logiciel GrowthII (Seaby et Henderson, 2006) pour les secteurs du lac poisson rare (A) et poisson fréquent (B).

L'asymptote de la courbe de croissance pour la longueur museau-cloaque des têtards de Grenouille rousse du secteur poisson rare ( $L_{inf} = 177,18$  ; IC 95% = 2,87381) est inférieure à celle des têtards du secteur à poisson fréquent ( $L_{inf} = 337,454$  ; IC 95% = 235,864). Cependant, l'importance de l'intervalle de confiance de l'asymptote ( $L_{inf}$ ) de la courbe de croissance des têtards du secteur à poisson fréquent ne permet pas de montrer une différence significative de ce paramètre estimé.

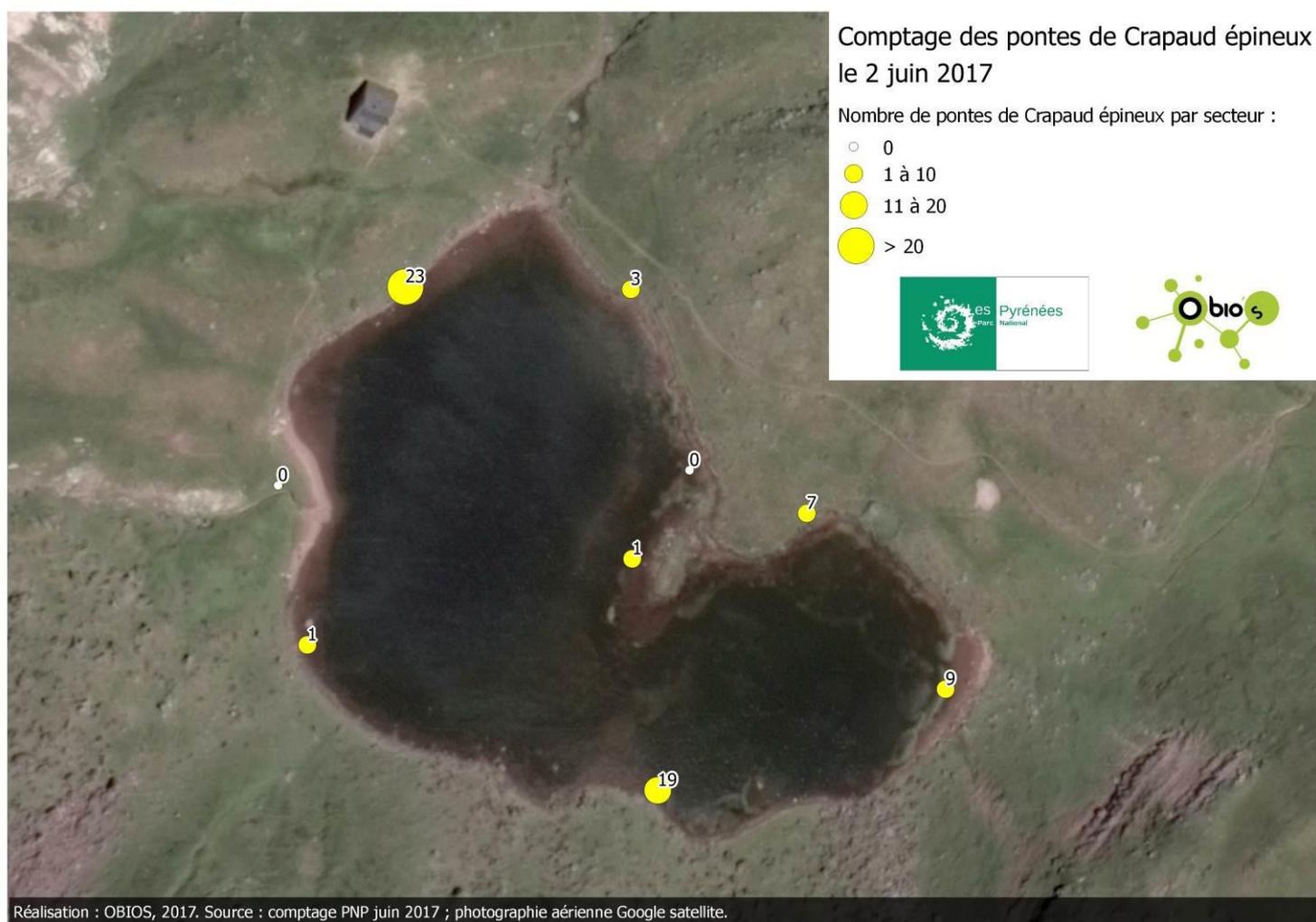
Le taux d'accroissement K de la courbe de croissance pour la longueur museau-cloaque des têtards de Grenouille rousse du secteur poisson rare est de 0,252 (IC 95% = 0,0271), 10 fois supérieurs à celui des têtards de Grenouille rousse du secteur poisson fréquent avec 0,0295 (IC 95% = 0,0366). En prenant en compte les intervalles de confiance, les différentes valeurs de K estimées ne se chevauchent pas.

## 5. Crapaud épineux *Bufo bufo spinosus* (Daudin, 1803)

### a. Dénombrement et localisation des pontes de Crapaud épineux

Le 29 mai 2017, **8 pontes** de Crapaud épineux ont été dénombrées dans le lac d'Arlet. Nous avons observé 3 amplexus indiquant que la reproduction était en cours. Lors du deuxième passage le 2 juin 2017, Gautier Chasserriaud et Sylvain Rollet du Parc National des Pyrénées ont compté **63 pontes** de Crapaud épineux. L'ensemble des pontes a été noté dans la zone littorale du lac.

Les pontes se répartissent tout autour du lac (Cf. Fig.41). Cependant, 66 % des pontes se trouvent principalement sur deux secteurs du lac d'Arlet. L'un avec 23 pontes se situe dans la partie nord-est du lac à proximité immédiate des zones les plus profondes. L'autre avec 19 pontes est localisé non loin de la partie la plus profonde du lac. Ces secteurs sont très fréquentés par les poissons.



**Figure. 41.** Localisation des pontes de Crapaud épineux autour du lac d'Arlet du 2 juin 2017.

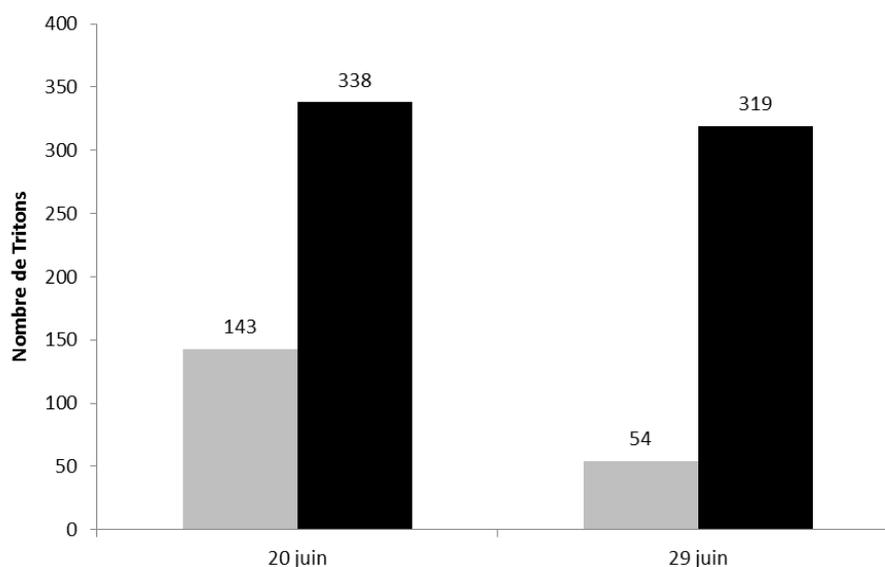
## 6. Triton palmé *Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789)

### a. Dénombrement et localisation des adultes de Triton palmé

Le 29 mai 2017, un seul individu adulte vivant et un cadavre dans le lac ont été notés. Nous avons également observé un individu mort sur un névé bordant le lac du côté du refuge. A cette date, la reproduction ne semble pas avoir débuté au lac d'Arlet (1985 m), alors que nous avons observé trois couples en parade nuptiale dans un laquet à la Cabane des Callaous à 1882 m le même jour.

Lors d'un deuxième passage le 2 juin 2017, Gautier Chasserriaud et Sylvain Rollet du Parc National des Pyrénées ont compté 125 Tritons palmés vivants autour du lac et 14 individus morts.

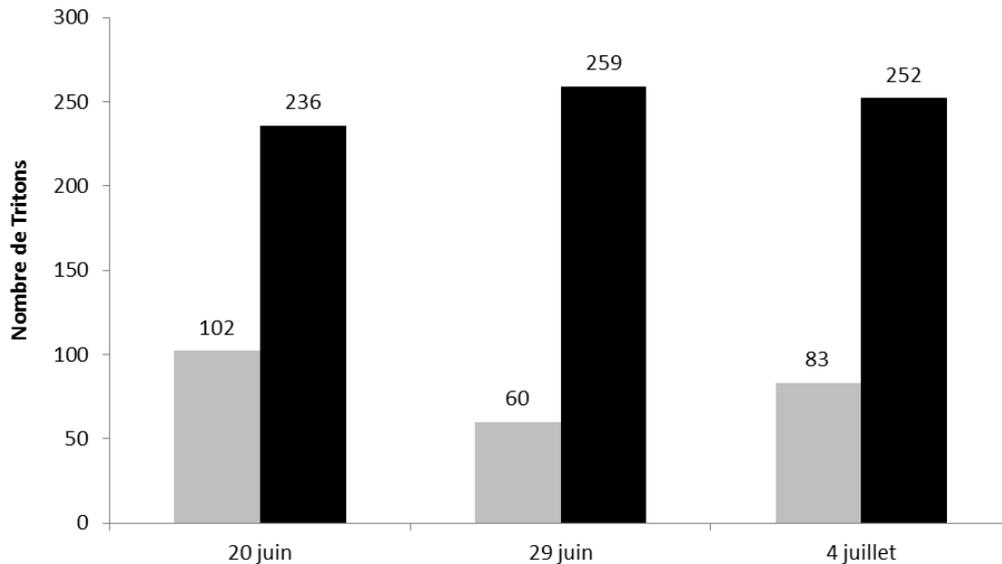
Des comparaisons du nombre de Tritons palmés dénombrés en fonction du jour et de la nuit ont été réalisées le 20 juin et le 29 juin. Le 20 juin, le nombre de Tritons palmés dénombrés varie significativement entre le jour et la nuit (chi-deux = 8,33 ;  $p < 0,01$ ) comme le 29 juin (chi-deux = 29,77 ;  $p < 0,00001$ ) (Cf. Fig.42). Ainsi, les dénombrements de Tritons palmés autour du lac d'Arlet ont été réalisés de nuit.



**Figure. 42.** Nombre de Tritons palmés dénombrés le jour (gris clair) et la nuit (noir) durant deux journées le 20 juin et le 29 juin au lac d'Arlet

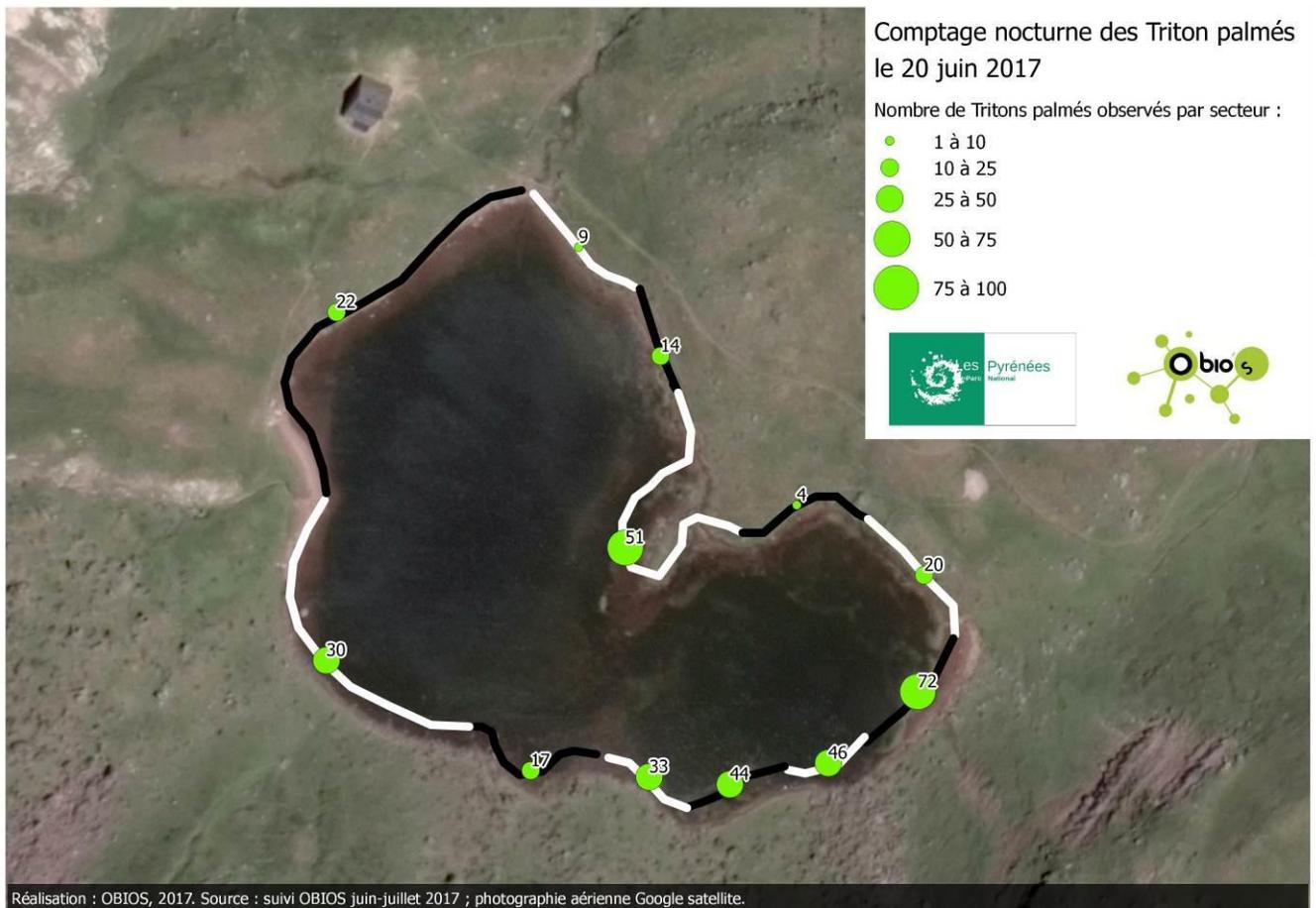
Lors de trois nuits, le nombre de Tritons palmés dénombrés varie significativement en fonction des secteurs à poisson fréquent et à poisson rare, le 20 juin (chi-deux = 8,33 ;  $p < 0,01$ ), le 29 juin (chi-deux = 21,26 ;  $p < 0,00001$ ) et le 4 juillet (chi-deux = 13,33 ;  $p < 0,001$ ) (Cf. Fig.43).

Le nombre maximum de Tritons palmés dénombrés autour du lac est de 338, le 20 juin. Le dénombrement le plus petit est le 29 juin avec 319 Tritons palmés. Le 4 juillet, 335 Tritons palmés ont été comptés. En moyenne par nuit, 331 Tritons palmés sont relevés autour du lac entre le 20 juin et le 4 juillet.

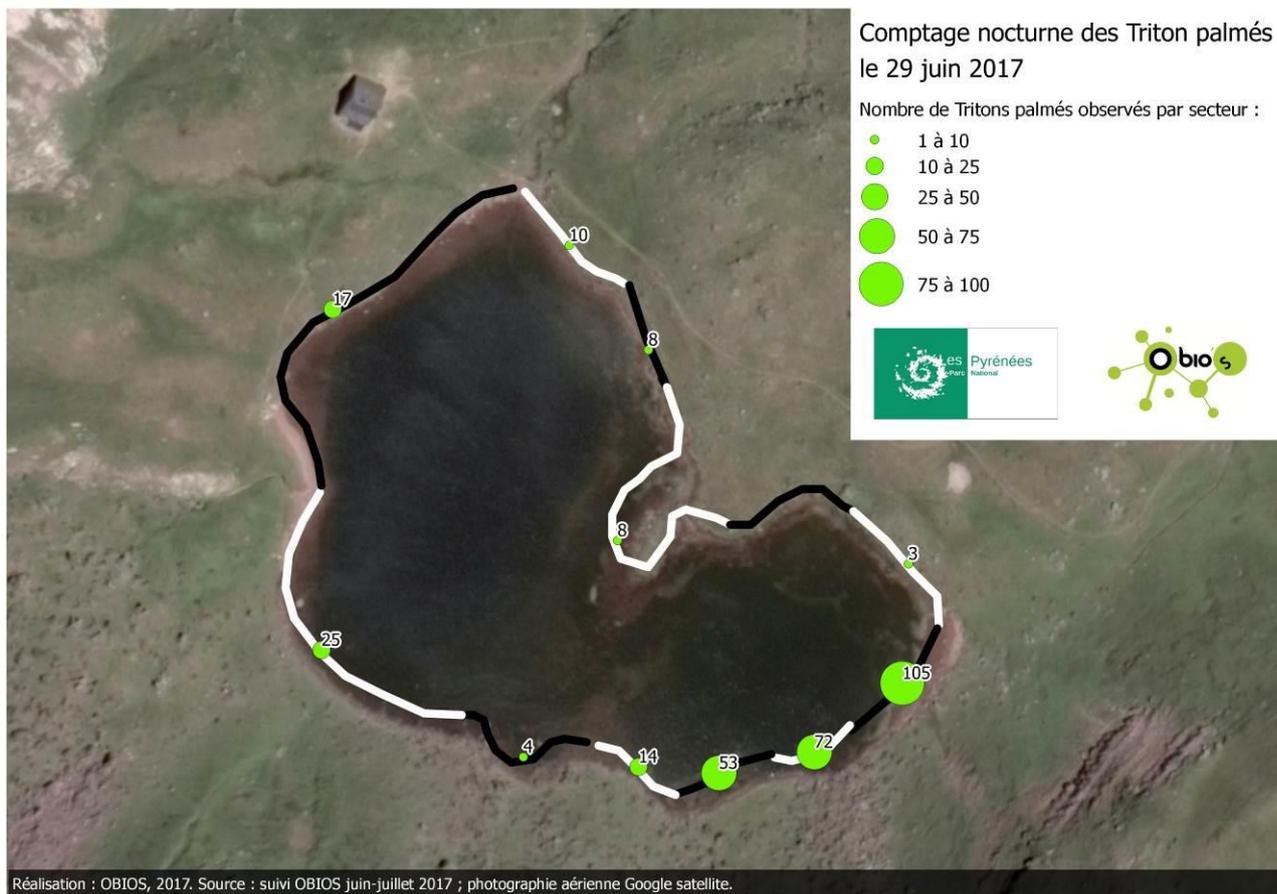


**Figure. 43.** Nombre de Tritons palmés dénombrés en fonction des secteurs à poisson fréquent (gris clair) et poisson rare (noir) durant trois nuits, le 20 juin, le 29 juin et le 4 juillet au lac d'Arlet.

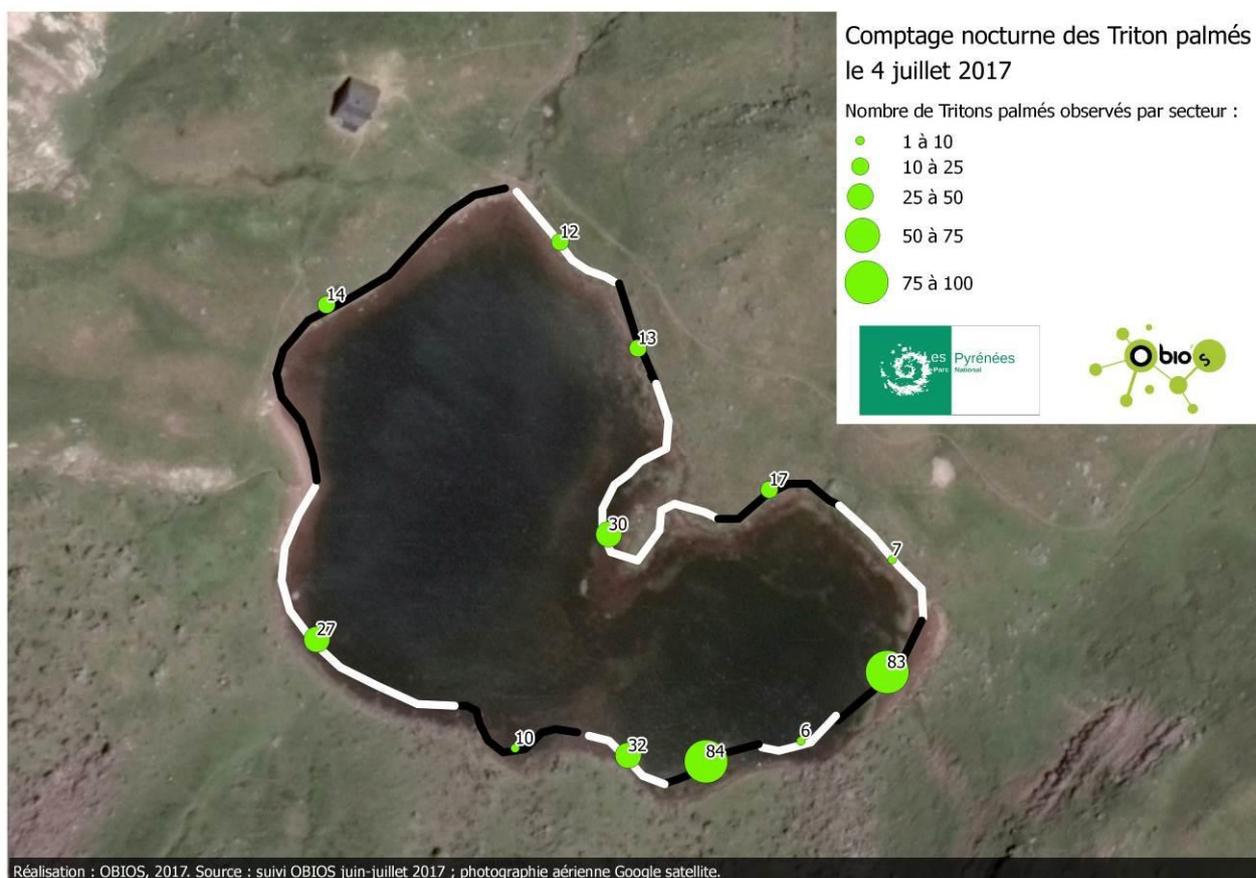
Entre le 20 juin et le 4 juillet, la distribution spatiale des Tritons palmés varie dans l'espace et dans le temps (Cf. Fig. 44 à 46). Le secteur sud-est du lac présente en moyenne 188 Tritons palmés par passage nocturne, soit plus de la moitié des effectifs. Dans les parties ouest et nord du lac, en moyenne 55 Tritons palmés sont dénombrés lors de chaque prospection nocturne.



**Figure. 44.** Localisation des effectifs de Tritons palmés du lac d'Arlet lors du comptage nocturne, 20 juin 2017.



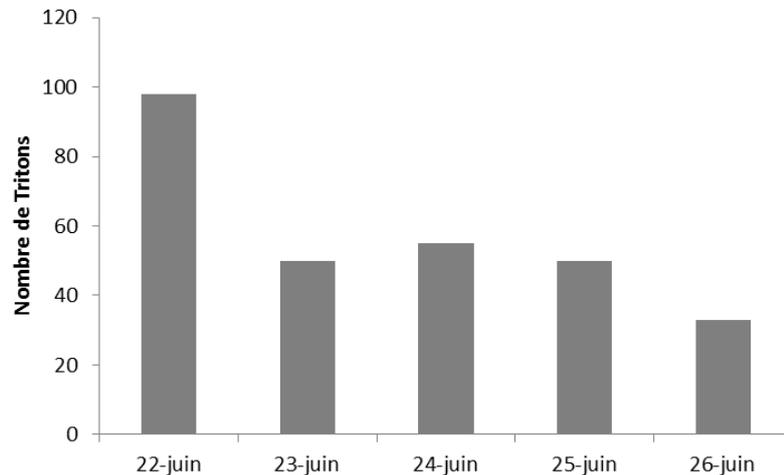
**Figure. 45.** Localisation des effectifs de Tritons palmés du lac d'Arlet lors du comptage nocturne, 29 juin 2017.



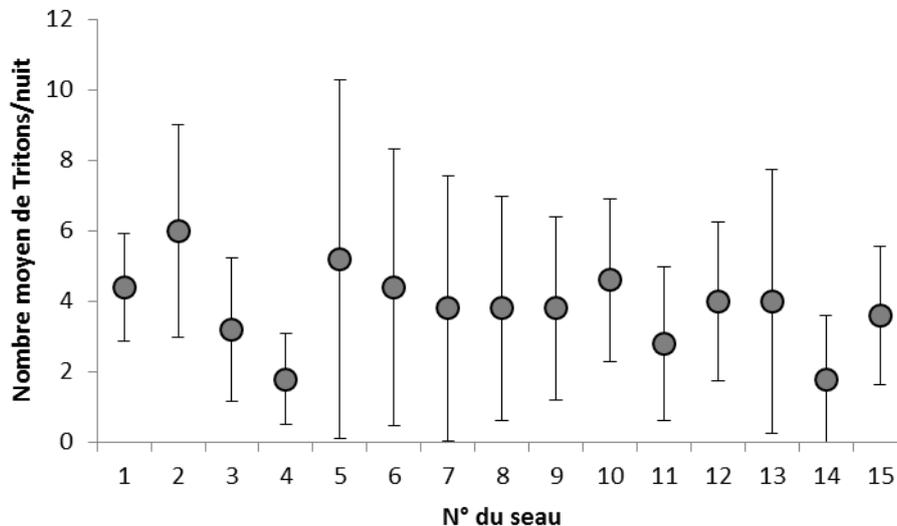
**Figure. 46.** Localisation des effectifs de Tritons palmés du lac d'Arlet lors du comptage nocturne, 4 juillet 2017.

## b. Suivi des effectifs

Le premier transect de 15 amphicaptis a été réalisé du 22 juin au 26 juin. Le nombre total de Tritons palmés capturés pendant 5 nuits de piégeage est de 286 individus. Sur cette durée le nombre moyen de Triton palmé est de 57 (E.T. = 24,28). Le nombre maximum de tritons capturés est de 98 individus la première nuit de piégeage et de 33 individus la dernière nuit (Cf. Fig.47).



**Figure. 47.** Nombre de Tritons palmés capturés lors du transect 1 avec 15 amphicaptis du 22 juin au 26 juin.

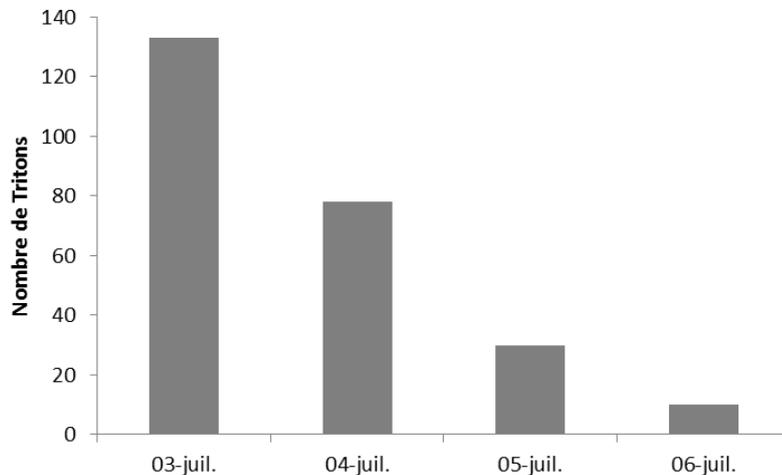


**Figure. 48.** Nombre moyen de Tritons palmés capturés en fonction des seaux du 22 juin au 26 juin. Moustache = écart-type.

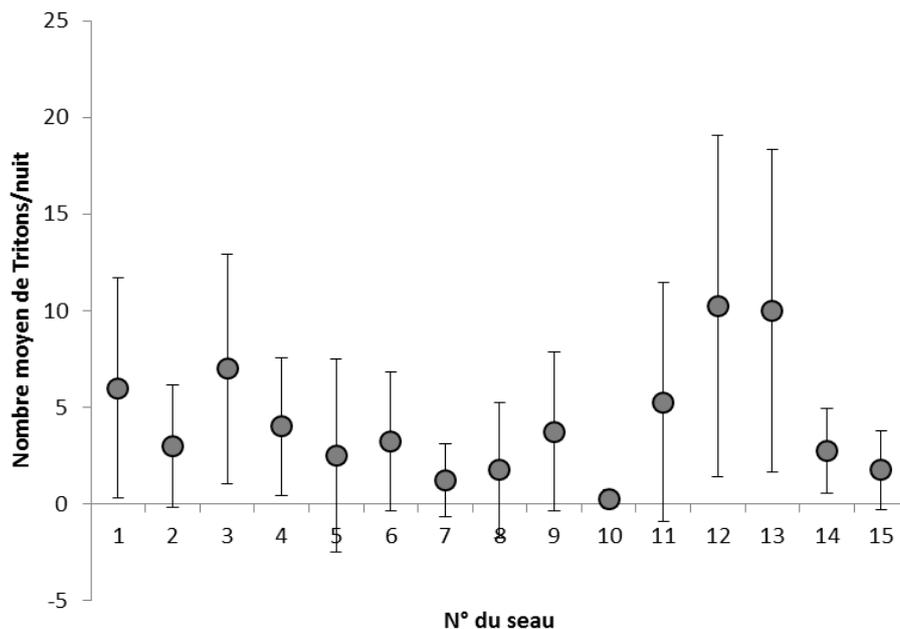
Le nombre moyen de Tritons palmés capturé par seau varie fortement de 6 à 1,8 durant la période de suivi (Cf. Fig.48). Et par seau, il y a une grande variabilité de la capture avec de grands écart-types comme pour le seau numéro 5 (Cf. Fig.48).

Après analyse à l'aide du logiciel WildID des photos individuelles de Tritons palmés issu du premier transect, complétée par des validations manuelles, seulement 3 mâles et 3 femelles ont été recapturés pour l'ensemble du suivi. Ce manque d'historique de capture-recapture ne permet pas de mettre en place une modélisation des paramètres populationnelles.

Le deuxième transect de 15 amphicaps a été réalisé du 3 juillet au 6 juillet. Le nombre total de Tritons palmés capturés pendant 4 nuits de piégeage est de 251 individus. Sur cette durée le nombre moyen de Triton palmé est de 63 (E.T. = 54,84). Le nombre maximum de tritons capturés est de 133 individus la première nuit de piégeage et de 10 individus la dernière nuit (Cf. Fig.49).



**Figure. 49.** Nombre de Tritons palmés capturés lors du transect 2 avec 15 amphicaps du 3 juillet au 6 juillet.



**Figure. 50.** Nombre moyen de Tritons palmés capturés en fonction des seaux du 3 juillet au 6 juillet. Moustache = écart-type.

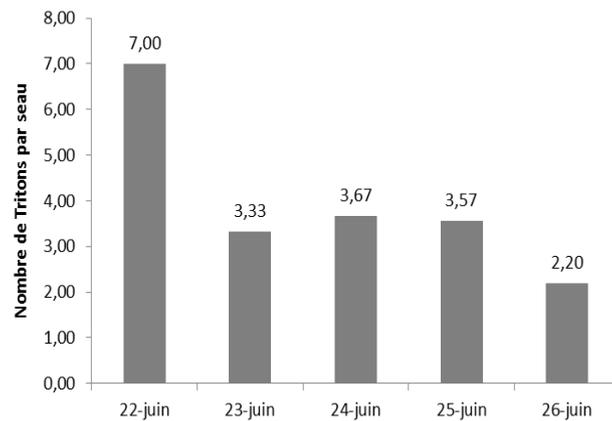
Le nombre moyen de Tritons palmés capturés par seau varie fortement de 10,25 à 0,25 durant la période de suivi (Cf. Fig.50). Et par seau, il y a une grande variabilité de la capture avec de grands écart-types comme pour les seaux numéro 11, 12 et 13 (Cf. Fig.50).

Après analyse à l'aide du logiciel WildID des photos individuelles de Triyons palmés issu du deuxième transect, complétée par des validations manuelles, seulement 1 mâle et 2 femelles ont été recapturés pour l'ensemble du suivi. Ce manque d'historique de capture-recapture ne permet pas de mettre en place une modélisation des paramètres populationnelles.

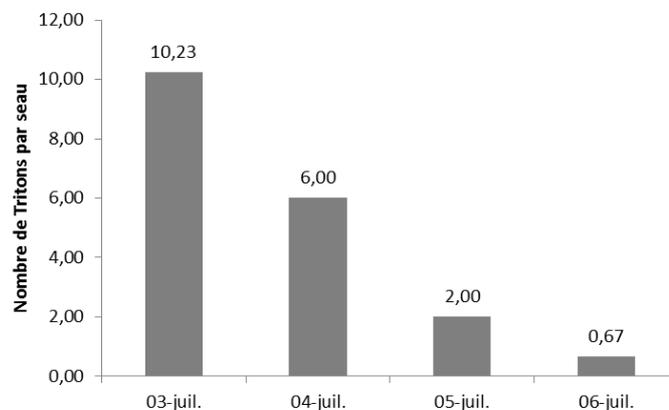
La comparaison des photos individuelles des Tritons palmés du premier transect et du deuxième transect à l'aide du logiciel WildID n'a pas permis de noter des échanges d'individus du premier vers le second.

Ainsi, le nombre total de Tritons palmés différents lors de ces deux transects est de **528 individus**.

Il est possible de transformer les données de piégeage en capture par unité d'effort pour le transect 1 ainsi que le transect 2 (Cf. Fig 51 et 52).



**Figure. 51.** Nombre de Tritons palmés capturés par seau du 22 juin au 26 juin.



**Figure. 52.** Nombre de Tritons palmés capturés par seau du 3 juillet au 6 juillet.

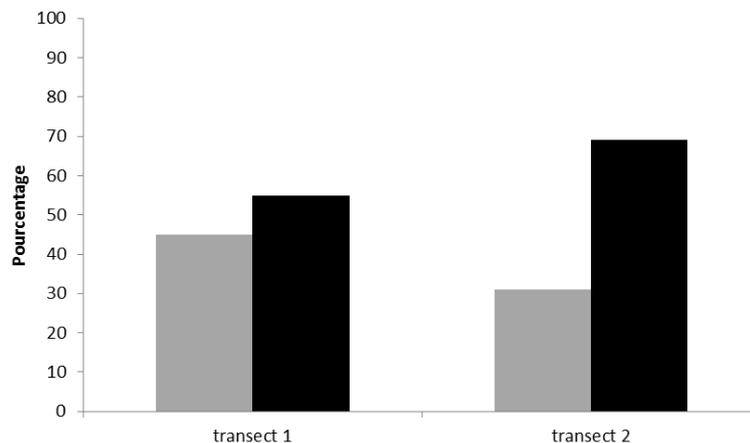
La comparaison des captures par unité d'effort montre que lors du premier relevé le nombre de tritons par seau est plus important pour le transect 2 avec une valeur de 10,23 tritons/seau contre 7 tritons/seau pour le transect 1. Lors du deuxième relevé le nombre de tritons par seau est également plus important pour le transect 2 avec une valeur de 6 tritons/seau contre 3,33 tritons/seau pour le transect 1. Cependant, lors des troisièmes et quatrièmes relevés, le nombre de tritons par seau est plus important pour le transect 1 avec des valeurs respectives de 3,67 tritons/seau et 3,57 tritons/seau alors que pour le deuxième transect, les valeurs sont de 2 tritons/seau et 0,67 tritons/seau. Le nombre de Tritons palmés par seau chute de nouveau au cinquième relevé pour le transect 1 avec 2,2 tritons/seau.

### c. Sex-ratio

Les deux sous-populations de Tritons palmés ( $n_1 = 280$  et  $n_2 = 248$ ) présentent une sex-ratio significativement différente entre les transects 1 et 2 ( $\chi^2 = 4,159$  ; ddl = 1 ;  $p < 0,05$ ).

La sex-ratio (S.R.) constatée dans les deux sous-populations diffère en faveur des femelles (S.R.<sub>transect 1</sub> = 55 % de femelles, S.R.<sub>transect 2</sub> = 69 % de femelles) (Cf. Fig.53).

Si l'on pose l'hypothèse que la sex-ratio est à l'équilibre, il y aura 50 % de femelles et 50% de mâles. Ainsi, l'écart constaté entre les pourcentages observés de femelles et de mâles de la sous-population du suivi et les pourcentages théoriques de femelles et de mâles (50 %) testé avec un test de Khi-deux de conformité est non significatif pour le transect 1 ( $\chi^2 = 0,501$  ; ddl = 1 ;  $p > 0,05$ ). En revanche, les pourcentages théoriques de femelles et de mâles (50 %) testé avec un test de Khi-deux de conformité est significativement différent pour le transect 2 ( $\chi^2 = 18,36$  ; ddl = 1 ;  $p < 0,05$ ).

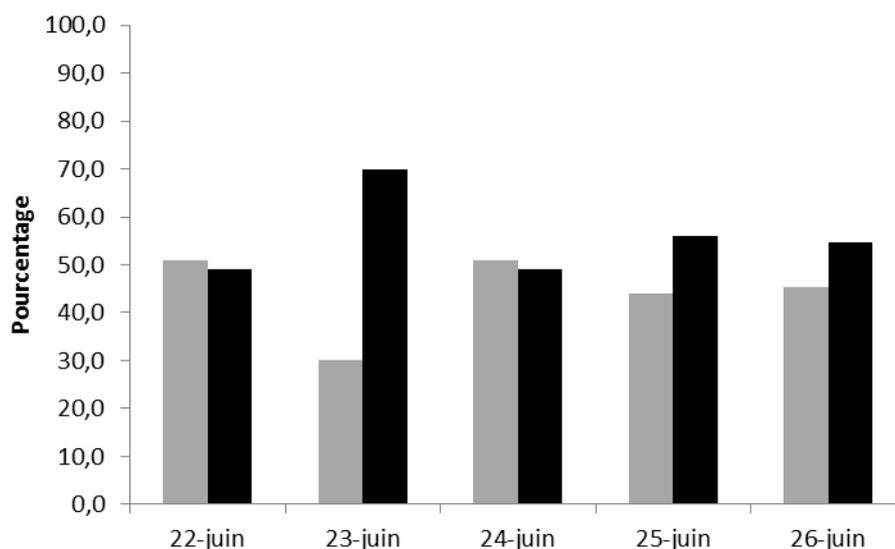


**Figure. 53.** Variation du pourcentage de mâles et de femelles des sous-populations de Tritons palmés pour les transects 1 et 2 du lac d'Arlet (en gris, mâle ; en noir, femelle).

Durant le suivi du transect 1, la sex-ratio de Tritons palmés des cinq relevés est significativement différente ( $\chi^2 = 11,712$  ; ddl = 4 ;  $p < 0,05$ ) (Cf. Fig.54).

L'écart constaté entre les pourcentages observés de femelles et de mâles de la sous-population du suivi et les pourcentages théoriques de femelles et de mâles (50 %) testé avec un test de Khi-deux de conformité est non significatif pour : le relevé 1 ( $\chi^2 = 0,02$  ; ddl = 1 ;  $p > 0,05$ ), le relevé 3 ( $\chi^2 = 0,02$  ; ddl = 1 ;  $p > 0,05$ ), le relevé 4 ( $\chi^2 = 0,726$  ; ddl = 1 ;  $p > 0,05$ ) et le relevé 5 le relevé 1 ( $\chi^2 = 0,321$  ; ddl = 1 ;  $p > 0,05$ ). En revanche, les pourcentages théoriques de femelles et de mâles (50 %) testé avec un test de Khi-deux de conformité est significativement différent pour le relevé 2 ( $\chi^2 = 8,333$  ; ddl = 1 ;  $p < 0,05$ ).

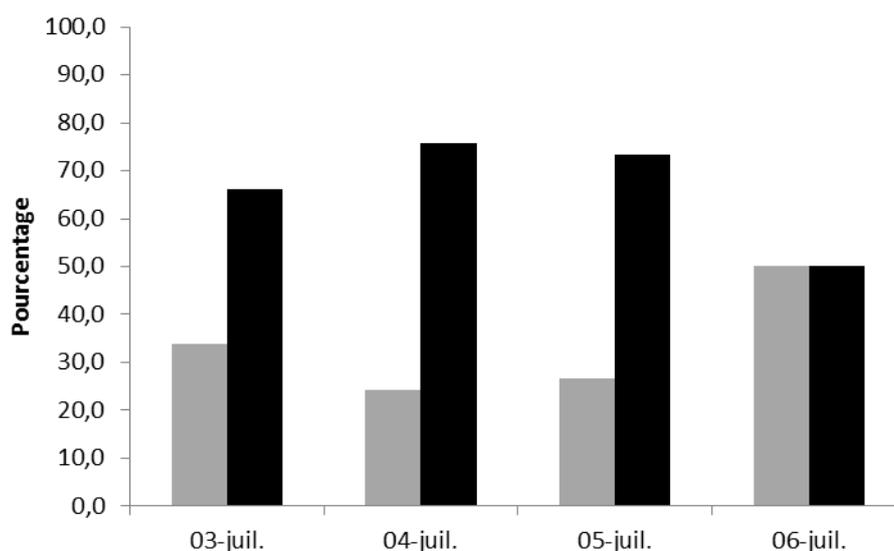
La sex-ratio (S.R.) constatée dans les différents relevés du transect 1 diffère en faveur des femelles (S.R.<sub>relevé 2</sub> = 70 % de femelles, S.R.<sub>relevé 4</sub> = 56 % de femelles et S.R.<sub>relevé 5</sub> = 54,5 % de femelles) (Cf. Fig x). Pour le reste du suivi, la sex-ratio est légèrement en faveur des mâles (S.R.<sub>relevé 1</sub> = 51 % de Mâles, S.R.<sub>relevé 3</sub> = 50,9 % de femelles).



**Figure. 54.** Variation du pourcentage de mâles et de femelles pour les différents relevés du transect 1 au lac d'Arlet (en gris, mâle ; en noir, femelle).

Lors du transect 2, la sex-ratio de Tritons palmés des cinq relevés est significativement différente ( $\chi^2 = 18,358$  ; ddl = 4 ;  $p < 0,05$ ) (Cf. Fig.55).

L'écart constaté entre les pourcentages observés de femelles et de mâles de la sous-population du suivi et les pourcentages théoriques de femelles et de mâles (50 %) testé avec un test de Khi-deux de conformité est significatif pour : le relevé 1 ( $\chi^2 = 5,254$  ; ddl = 1 ;  $p < 0,05$ ), le relevé 2 ( $\chi^2 = 14,5$  ; ddl = 1 ;  $p < 0,05$ ) et le relevé 3 ( $\chi^2 = 11,17$  ; ddl = 1 ;  $p < 0,05$ ). En revanche, les pourcentages théoriques de femelles et de mâles (50 %) testé avec un test de Khi-deux de conformité n'est significativement pas différent pour le relevé 4 ( $\chi^2 = 0,001$  ; ddl = 1 ;  $p < 0,05$ ). La sex-ratio (S.R.) constatée dans les différents relevés du transect 1 diffère en faveur des femelles (S.R.<sub>relevé 1</sub> = 66,2 % de femelles, S.R.<sub>relevé 2</sub> = 75,6 % de femelles et S.R.<sub>relevé 3</sub> = 73,3 % de femelles) (Cf. Fig.55).



**Figure. 55.** Variation du pourcentage de mâles et de femelles pour les différents relevés du transect 2 au lac d'Arlet (en gris, mâle ; en noir, femelle).

#### d. Biométrie

##### *Comparaison mâle-femelle sur le transect 1*

La longueur museau cloaque des mâles ( $n = 127$ ) est en moyenne de 38,29 mm (E.T. = 2,28 mm ; min. = 31,2 mm et max. = 43,5 mm) alors qu'elle est en moyenne de 42,89 mm ( $n = 153$  ; E.T. = 3,29 mm ; min. = 30,3 mm et max. = 53,9 mm) pour les femelles. La répartition de la variable longueur museau-cloaque suit significativement une loi normale pour les mâles ( $W = 0,983$  ;  $p = 0,06$ ) comme pour les femelles ( $W = 0,988$  ;  $p = 0,340$ ).

La longueur museau-cloaque des mâles de Tritons palmés est significativement différente de celle des femelles ( $F = 2,084$  ;  $p < 0,001$ ).

La longueur totale des mâles ( $n = 127$ ) est en moyenne de 73,01 mm (E.T. = 4,85 mm ; min. = 63,4 mm et max. = 84,1 mm) alors qu'elle est en moyenne de 80,81 mm ( $n = 153$  ; E.T. = 6,52 mm ; min. = 62,2 mm et max. = 101 mm) pour les femelles. La répartition de la variable longueur totale suit significativement une loi normale pour les femelle ( $W = 0,995$  ;  $p = 0,925$ ) mais pas pour les mâles ( $W = 0,978$  ;  $p < 0,05$ ).

La longueur totale des mâles de Tritons palmés est significativement différente de celle des femelles ( $Z = -9,538$  ;  $p < 0,0001$ ).

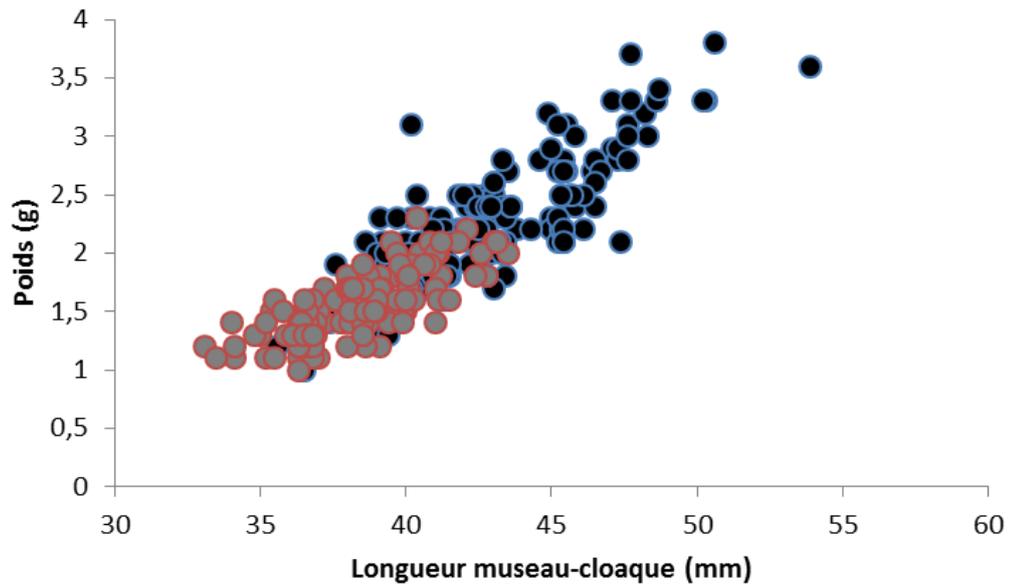
Le poids des mâles ( $n = 127$ ) est en moyenne de 1,56 g (E.T. = 0,29 g ; min. = 1 g et max. = 2,3 g) alors qu'elle est en moyenne de 2,29 g ( $n = 153$  ; E.T. = 0,51 g ; min. = 1 g et max. = 3,8 g) pour les femelles. La répartition de la variable poids ne suit pas une loi normale pour les femelles ( $W = 0,975$  ;  $p < 0,05$ ) comme pour les mâles ( $W = 0,970$  ;  $p < 0,05$ ).

Le poids des mâles de Tritons palmés est significativement différent de celui des femelles ( $Z = -11,673$  ;  $p < 0,0001$ ).

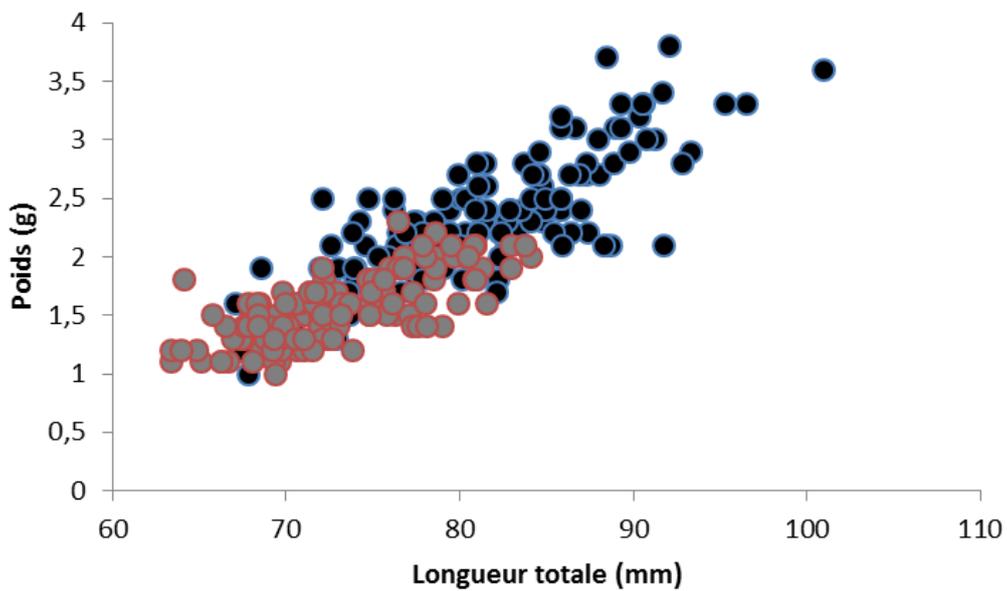
Chez les femelles, la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur museau-cloaque ( $r_s = 0,761$  ;  $p < 0,0001$ ) comme la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur totale ( $r_s = 0,762$  ;  $p < 0,0001$ ). Chez les mâles, la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur museau-cloaque ( $r_s = 0,763$  ;  $p < 0,0001$ ) comme la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur totale ( $r_s = 0,723$  ;  $p < 0,0001$ ).

Cependant, suite à la comparaison des droites de régression des variables longueur museau-cloaque et poids par un test global de la coïncidence des deux droites de régression des femelles et des mâles de Tritons palmés, nous pouvons rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle les deux droites de régression coïncident ( $F = 93,328$  ; ddl numérateur = 2 ; ddl dénominateur = 276 ;  $p < 0,0001$ ).

De même, la comparaison des droites de régression des variables longueur totale et poids par un test global de la coïncidence des deux droites de régressions des femelles et des mâles de Tritons palmés, nous pouvons rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle les deux droites de régression coïncident ( $F = 102,974$  ; ddl numérateur = 2 ; ddl dénominateur = 276 ;  $p < 0,0001$ ).



**Figure. 56.** Relation entre la longueur museau-cloaque (mm) et le poids (g) des femelles (points noirs) et des mâles (points gris) de Tritons palmés du transect 1 dans le lac d'Arlet.



**Figure. 57.** Relation entre la longueur totale (mm) et le poids (g) des femelles (points noirs) et des mâles (points gris) de Tritons palmés du transect 1 dans le lac d'Arlet.

## Comparaison mâle-femelle sur le transect 2

La longueur museau cloaque des mâles ( $n = 76$ ) est en moyenne de 37,81 mm (E.T. = 2,27 mm ; min. = 33 mm et max. = 42,8 mm) alors qu'elle est en moyenne de 41,88 mm ( $n = 172$  ; E.T. = 2,62 mm ; min. = 30,9 mm et max. = 49,8 mm) pour les femelles. La répartition de la variable longueur museau-cloaque suit significativement une loi normale pour les mâles ( $W = 0,982$  ;  $p = 0,361$ ) mais pas pour les femelles ( $W = 0,981$  ;  $p < 0,05$ ).

La longueur museau-cloaque des mâles de Tritons palmés est significativement différente de celle des femelles ( $Z = -9,715$  ;  $p < 0,001$ ).

La longueur totale des mâles ( $n = 76$ ) est en moyenne de 72,24 mm (E.T. = 4,75 mm ; min. = 64,1 mm et max. = 84,3 mm) alors qu'elle est en moyenne de 79,18 mm ( $n = 172$  ; E.T. = 4,91 mm ; min. = 64,2 mm et max. = 92,30 mm) pour les femelles. La répartition de la variable longueur totale suit significativement une loi normale pour les femelle ( $W = 0,992$  ;  $p = 0,497$ ) et pour les mâles ( $W = 0,975$  ;  $p = 0,07$ ).

La longueur totale des mâles de Tritons palmés est significativement différente de celle des femelles ( $t=10,36$  ;  $p < 0,0001$ ).

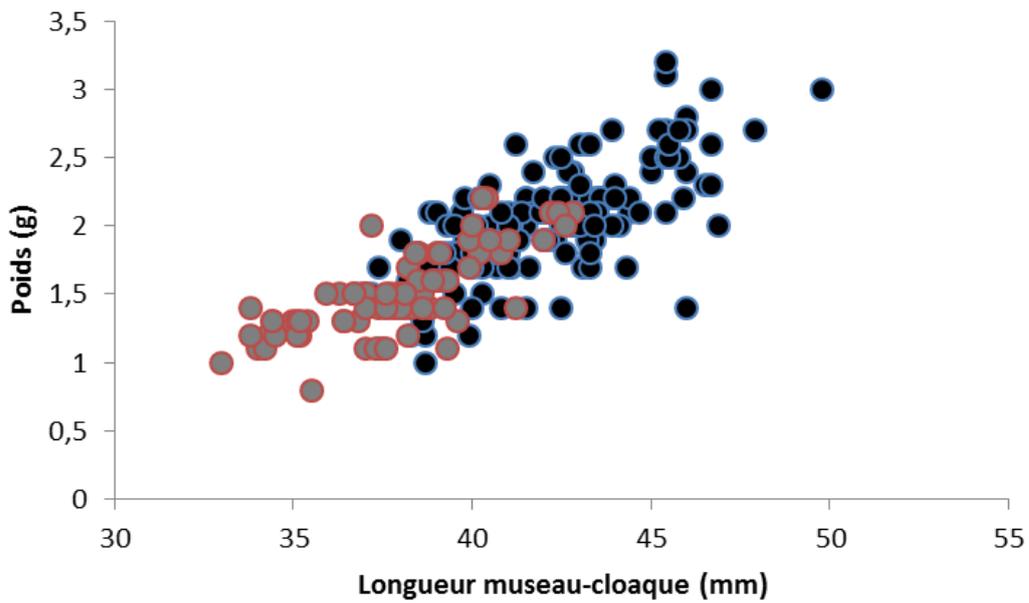
Le poids des mâles ( $n = 76$ ) est en moyenne de 1,49 g (E.T. = 0,51 g ; min. = 0,8 g et max. = 2,2 g) alors qu'elle est en moyenne de 2,02 g ( $n = 172$  ; E.T. = 0,39 g ; min. = 1 g et max. = 3,2 g) pour les femelles. La répartition de la variable poids ne suit pas une loi normale pour les femelles ( $W = 0,984$  ;  $p < 0,05$ ) comme pour les mâles ( $W = 0,953$  ;  $p < 0,05$ ).

Le poids des mâles de Tritons palmés est significativement différent de celui des femelles ( $Z = -8,001$  ;  $p < 0,0001$ ).

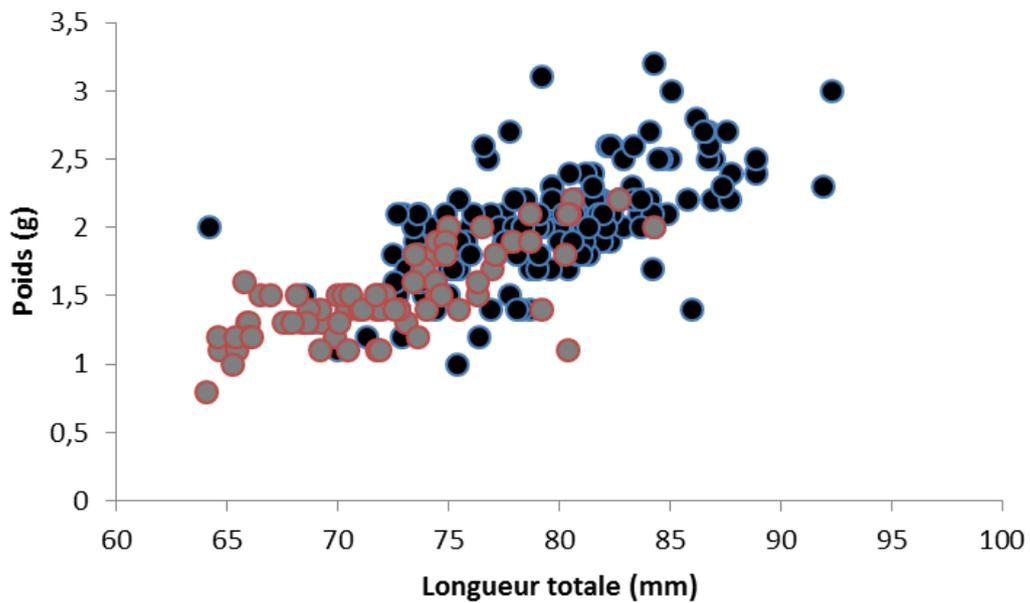
Chez les femelles, la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur museau-cloaque ( $r_s = 0,714$  ;  $p < 0,0001$ ) comme la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur totale ( $r_s = 0,676$  ;  $p < 0,0001$ ). Chez les mâles, la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur museau-cloaque ( $r_s = 0,726$  ;  $p < 0,0001$ ) comme la variable poids est significativement corrélée à la variable longueur totale ( $r_s = 0,706$  ;  $p < 0,0001$ ).

Cependant, suite à la comparaison des droites de régression des variables longueur museau-cloaque et poids par un test global de la coïncidence des deux droites de régressions des femelles et des mâles de Tritons palmés, nous pouvons rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle les deux droites de régression coïncident ( $F = 103,655$  ; ddl numérateur = 2 ; ddl dénominateur = 338 ;  $p < 0,0001$ ).

De même, la comparaison des droites de régression des variables longueur totale et poids par un test global de la coïncidence des deux droites de régressions des femelles et des mâles de Tritons palmés, nous pouvons rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle les deux droites de régression coïncident ( $F = 81,491$  ; ddl numérateur = 2 ; ddl dénominateur = 338 ;  $p < 0,0001$ ).



**Figure. 58.** Relation entre la longueur museau-cloaque (mm) et le poids (g) des femelles (points noirs) et des mâles (points gris) de Tritons palmés du transect 2 dans le lac d'Arlet.



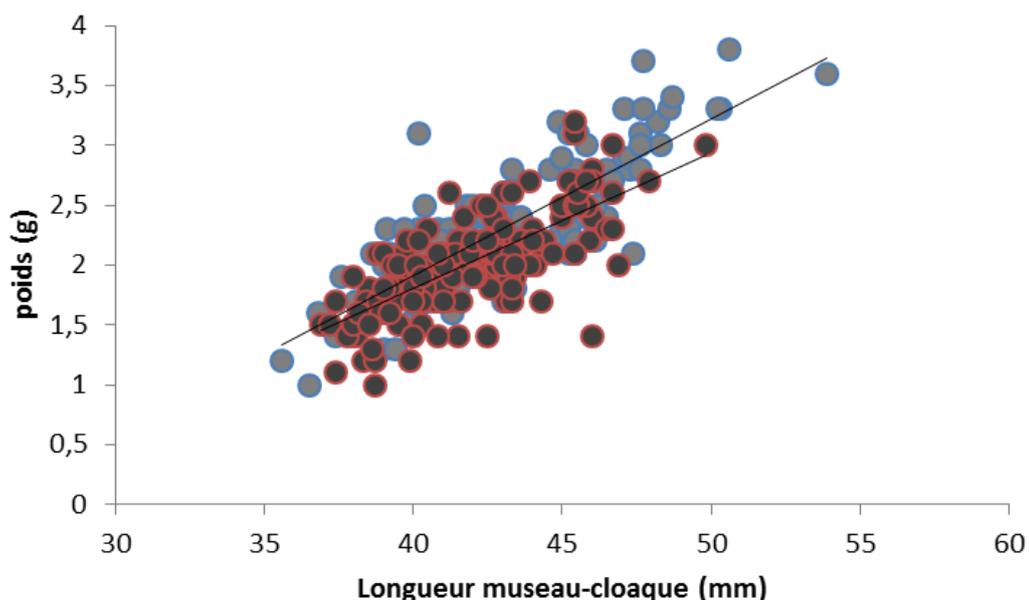
**Figure. 59.** Relation entre la longueur totale (mm) et le poids (g) des femelles (points noirs) et des mâles (points gris) de Tritons palmés du transect 2 dans le lac d'Arlet.

## Comparaison biométrique entre secteur

### Femelles :

Les femelles de Tritons palmés du transect 1 sont en moyenne significativement plus grande que les femelles du transect 2 pour la variable longueur museau cloaque ( $F = 1,588$  ;  $p < 0,01$ ) avec un coefficient d'aplatissement (Kurtosis) plus important ( $K_{\text{transect1}} = 0,264$  ;  $K_{\text{transect2}} = -0,345$ ) et avec une asymétrie légèrement déviée vers la droite ( $\text{Skewness}_{\text{transect1}} = 0,395$  ;  $\text{Skewness}_{\text{transect2}} = 0,267$ ). De même, les femelles de Tritons palmés du transect 1 sont en moyenne significativement plus grande que les femelles du transect 2 pour la variable longueur totale ( $F = 1,767$  ;  $p < 0,001$ ) avec un coefficient d'aplatissement (Kurtosis) assez similaire ( $K_{\text{transect1}} = 0,064$  ;  $K_{\text{transect2}} = 0,065$ ) et avec une asymétrie légèrement déviée vers la droite pour la distribution de la variable du transect 1 ( $\text{Skewness}_{\text{transect1}} = 0,159$ ) alors qu'elle dévie à gauche pour la distribution de la variable du transect 2 ( $\text{Skewness}_{\text{transect2}} = -0,058$ ). Pour la variable poids, les femelles de Tritons palmés du transect 1 ont une médiane significativement plus grande que les femelles du transect 2 ( $Z = -4,973$  ;  $p < 0,0001$ ) avec un coefficient d'aplatissement (Kurtosis) plus important pour la distribution de la variable du transect 2 ( $K_{\text{transect1}} = 0,385$  ;  $K_{\text{transect2}} = 0,422$ ) et avec une asymétrie légèrement déviée vers la droite ( $\text{Skewness}_{\text{transect1}} = 0,482$  ;  $\text{Skewness}_{\text{transect2}} = 0,174$ ).

Cependant, suite à la comparaison des droites de régression des variables longueur museau-cloaque et poids, par un test global de la coïncidence des deux droites de régressions des femelles du transect 1 et des femelles de Tritons palmés du transect 2, nous pouvons rejeter l'hypothèse nulle selon laquelle les deux droites de régression coïncident ( $F = 11,193$  ; ddl numérateur = 2 ; ddl dénominateur = 319 ;  $p < 0,0001$ ).

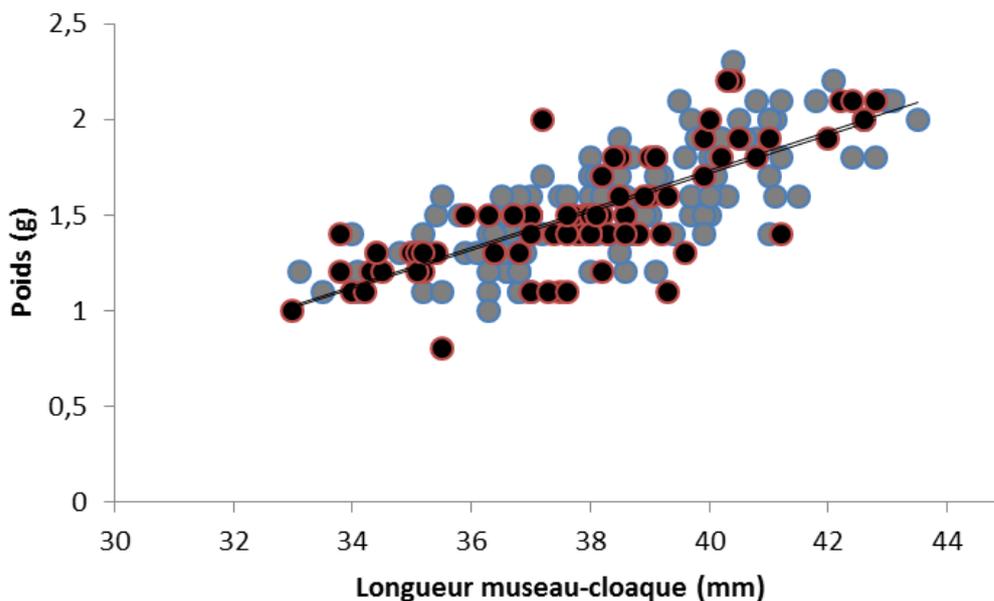


**Figure. 60.** Relation entre la longueur museau-cloaque (mm) et le poids (g) des femelles du transect 1 (points gris) et des femelles du transect 2 (points noirs) de Tritons palmés du lac d'Arlet.

## Mâles :

Les mâles de Tritons palmés du transect 1 ne présentent pas de différences significatives avec ceux du transect 2 pour la variable longueur museau cloaque ( $F = 2,82$  ;  $p = 0,098$ ) avec un coefficient d'aplatissement (Kurtosis) proche ( $K_{\text{transect1}} = -0,32$  ;  $K_{\text{transect2}} = -0,34$ ) et avec une asymétrie légèrement déviée vers la droite ( $\text{Skewness}_{\text{transect1}} = 0,137$  ;  $\text{Skewness}_{\text{transect2}} = 0,066$ ). De même, les mâles de Tritons palmés du transect 1 ne sont pas significativement plus grand que les mâles du transect 2 pour la variable longueur totale ( $F = 1,044$  ;  $p = 0,848$ ) avec un coefficient d'aplatissement (Kurtosis) assez similaire ( $K_{\text{transect1}} = -0,650$  ;  $K_{\text{transect2}} = -0,431$ ) et avec une asymétrie légèrement déviée vers la droite ( $\text{Skewness}_{\text{transect1}} = 0,262$  ;  $\text{Skewness}_{\text{transect2}} = 0,351$ ). Pour la variable poids, les mâles de Tritons palmés du transect 1 ont une médiane proche des mâles du transect 2 ( $Z = -1,752$  ;  $p = 0,079$ ) avec un coefficient d'aplatissement négatif (Kurtosis) pour les deux distributions ( $K_{\text{transect1}} = -0,606$  ;  $K_{\text{transect2}} = -0,222$ ) et avec une asymétrie légèrement déviée vers la droite ( $\text{Skewness}_{\text{transect1}} = 0,302$  ;  $\text{Skewness}_{\text{transect2}} = 0,491$ ).

La comparaison des droites de régression des variables longueur museau-cloaque et poids, par un test global de la coïncidence des deux droites de régressions des mâles du transect 1 et des mâles de Tritons palmés du transect 2, nous pouvons accepter l'hypothèse nulle selon laquelle les deux droites de régression coïncident ( $F = 0,122$  ; ddl numérateur = 2 ; ddl dénominateur = 198 ;  $p = 0,885$ ).



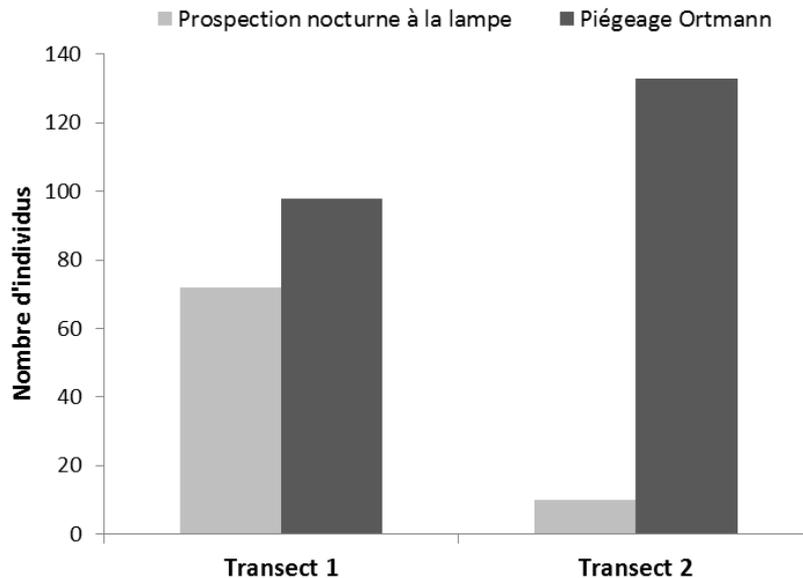
**Figure. 61.** Relation entre la longueur museau-cloaque (mm) et le poids (g) des mâles du transect 1 (points gris) et des mâles du transect 2 (points noirs) de Tritons palmés du lac d'Arlet.

### e. Comparaison des dénombrements par prospection et par piégeage

Les deux méthodes utilisées pour dénombrer les adultes de Tritons palmés sont la prospection de la zone littorale du lac à la lampe (Cf.II.6.a) et le piégeage par nasse Ortmann (Cf.II.6.b.). Nous pouvons comparer l'efficacité de ces méthodes en comparant le nombre d'individus contactés en une nuit, en fonction de la méthode.

Sur le transect 1, le nombre d'individus capturés au premier passage est de 98. Sur le secteur de prospection correspondant (secteur 6), le nombre de tritons dénombrés à la lampe dans la zone littorale du lac est de 72 (Cf. Fig.62).

Sur le transect 2, le nombre d'individus capturés au premier passage est de 133. Sur le secteur de prospection correspondant (secteur 10), le nombre de tritons dénombrés à la lampe dans la zone littorale du lac est de 10 (Cf. Fig.62).



**Figure. 62.** Comparaison du nombre d'individus de Tritons palmés contactés en une nuit sur les transects 1 et 2 en fonction de la méthode : dénombrement par prospection nocturne de la zone littorale du lac à la lampe (gris clair), capture par transect de 15 nasses Ortmann (gris foncé).

# DISCUSSION



Grenouilles rouges du Canigou sur un bloc rocheux de la berge du lac d'Arlet.

## IV. Discussion

### 1. État initial des populations d'Amphibiens

L'étude réalisée a permis de dresser un état initial des populations d'Amphibiens concernant leur distribution spatiale, phénologie, estimation des tailles de populations et structure biométrique.

#### a. Distribution spatiale

Les Amphibiens utilisent principalement la zone littorale peu profonde (< 50 cm) du lac d'Arlet où se développent des joncs, laïches, Scirpes à nombreuses tiges et Rubaniers à feuilles étroites. Cette zone est importante pour la reproduction (pontes) mais également pour l'alimentation des Amphibiens. Ainsi, après la période de ponte, 703 adultes de Grenouille rousse à la recherche de nourriture étaient encore présents autour du lac d'Arlet. Les émergents d'*Enallagma cyathigerum* représentaient notamment des proies consommées par les Grenouilles rousses et Tritons palmés. Cependant, des Tritons palmés et têtards de Grenouille rousse ont également été observés loin des berges, à des profondeurs d'eau supérieures à 1 m où se développent des Characées.

Les têtards d'Alyte accoucheur sont principalement contactés dans les secteurs où les poissons ont une activité nocturne réduite, de l'exutoire du lac jusqu'à l'îlot. Ils se concentrent surtout autour de l'îlot avec des habitats favorables complexes qui limitent l'accès aux poissons. Les adultes de Tritons palmés ont été observés tout autour du lac, cependant ils sont plus abondants dans la partie située à l'est du lac par rapport à l'îlot central, où la zone littorale peu profonde est plus étendue. Les pontes de Grenouille rousse ont été dénombrés tout autour du lac, avec de plus fortes densités déposées autour de l'îlot. Les pontes et têtards de Crapaud épineux ont été observés tout autour du lac et notamment dans des secteurs fréquentés par les poissons, cette espèce n'étant pas sensible à leur prédation du fait de sa toxicité.

Les contacts avec les Amphibiens sont globalement plus abondants à partir de l'îlot dans la partie située à l'est du lac d'Arlet, correspondant à une étendue de faible profondeur visible sur la carte de bathymétrie.

Dans le bassin versant et autour du lac d'Arlet, les zones d'éboulis, les gros blocs rocheux, les vallons du ruisseau et de l'exutoire, représentent des habitats terrestres importants pour les Amphibiens. Les éboulis et blocs rocheux situés sur les berges sont également utilisés comme abris pendant la journée.

#### b. Phénologie

La reproduction des Amphibiens a débuté à la fin du mois de mai, avec les pontes de Grenouille rousse et de Crapaud épineux. La majorité des pontes de Grenouille rousses étaient déposées avant le 29 mai, mais des amplexus étaient encore présents et la ponte s'est

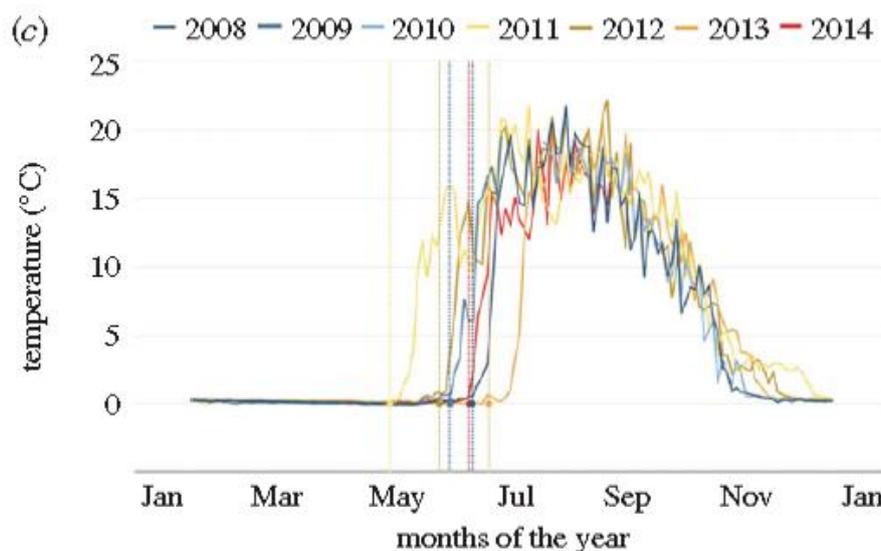
poursuivi au début du mois de juin, voire jusqu'au mois de juillet pour 1 ponte tardive. Après la reproduction, un grand nombre d'adultes reproducteurs de Grenouille rousse restent autour du lac d'Arlet pour s'alimenter jusqu'à la fin du mois de juin voire début juillet, avec respectivement 703 et 125 individus comptés le 21 juin et le 3 juillet.

Des amplexus de Crapaud épineux ont été notés le 29 mai et la majorité des pontes de Crapaud épineux ont été déposées entre le 29 mai et le 2 juin. La présence d'adulte ou de nouvelle ponte de Crapaud n'a pas été notée entre le 20 juin et le 6 juillet.

Le nombre cumulé de pontes déposées sur les bords du lac d'Arlet par les mâles d'Alyte accoucheur montre un début d'activité le 24 juin, avec au total 16 pontes déposées du 20 juin au 6 juillet. Bien que l'activité des chanteurs dépende de la température, des pontes ont été déposées lors de soirées où la température était inférieure à 5°C.

Seul un adulte et deux cadavres de Triton palmé ont été observés le 29 mai alors que 125 tritons ont été observés quelques jours après, le 2 juin. Des adultes de Tritons palmés, en activité de reproduction (parades nuptiales et pontes) ont été observées du 20 juin au 6 juillet. Cependant, des observations d'adultes de Tritons palmés dans le lac d'Arlet ont été rapportées au mois d'octobre (PNP, 1998).

Dans le cadre de l'étude sur le *Batrachochytrium dendrobatidis*, la température de l'eau du lac d'Arlet a été mesurée de 2008 à 2014 grâce à un enregistreur de température fixé sur un rocher à 2 m de la berge et environ 50 cm de profondeur (Clare *et al.*, 2016). Ainsi, la période de début du printemps a été évaluée (critère de température moyenne > 1°C), montrant une certaine variabilité interannuelle. Ainsi, selon les années, la température et l'enneigement diffèrent donc la reproduction des Amphibiens peut débuter en mai, juin ou juillet. La phénologie de reproduction des Amphibiens, dépendante de la température, pourrait évoluer et devenir plus précoce dû au réchauffement climatique. Il est estimé qu'une augmentation de la température moyenne de l'air de 1°C correspondrait à une avancée de 10 jours du début du printemps (*Ibidem*).



**Figure.63.** Changements saisonniers de la température de l'eau du lac d'Arlet de 2008 à 2014 (Clare *et al.*, 2016).

### c. Estimation des tailles de populations et indices d'abondance

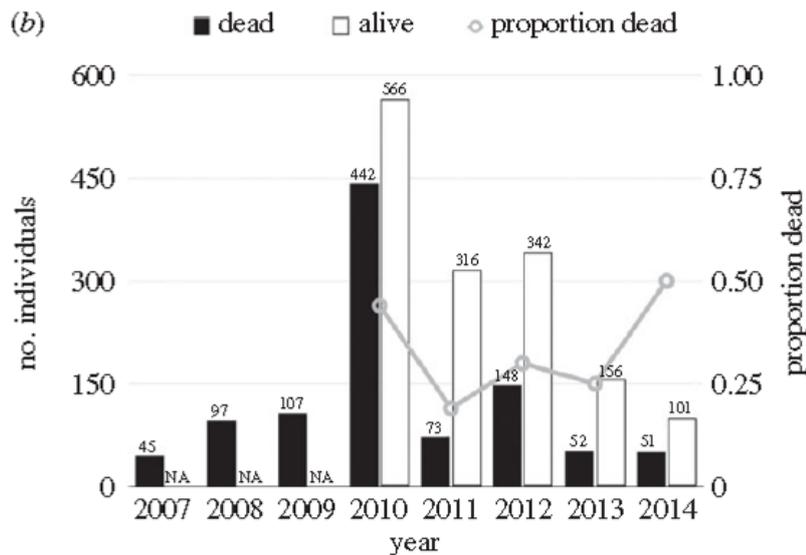
A partir des 857 pontes de Grenouille rousse dénombrés, le nombre d'adultes reproducteurs est estimé entre 1714 individus pour une sex-ratio de 1:1 (Cooke, 1975) et 3428 individus pour une sex-ratio de 3:1, comme mentionné pour une population de Grenouille rousse dans les Pyrénées (Vences *et al.*, 1999). Le nombre d'émergents dénombrés au mois d'août ne semble pas avoir diminué au cours des dernières années (*Cf.* Tab. V).

De la même manière, à partir des 63 pontes de Crapaud épineux dénombrés, le nombre d'adultes reproducteurs peut être estimé à 126 pour une sex-ratio équilibrée. Le nombre d'émergents a fortement diminué au cours des dernières années (*Cf.* Tab. V).

**Tableau. V.** Estimation visuelle de l'abondance des Amphibiens vivants par prospection d'une bande de 2 m dans la zone littorale depuis la berge : + moins de 100 ; ++ 100 à 1000 ; +++ plus de 1000 (Clare *et al.*, 2016).

	<b>Têtards hivernants Alyte accoucheur</b>	<b>Emergents Alyte accoucheur</b>	<b>Emergents Grenouille rousse</b>	<b>Emergents Crapaud épineux</b>
<b>2008</b>	+++	++	+++	+++
<b>2009</b>	+++	++	+++	+++
<b>2010</b>	+++	++	+++	++
<b>2011</b>	+++	++	+++	++
<b>2012</b>	++	++	+++	+
<b>2013</b>	+	++	+++	0
<b>2014</b>	+	++	+++	0

Concernant l'Alyte accoucheur, il a été noté une moyenne de 19 mâles chanteurs par soir autour du lac d'Arlet, avec un maximum de 30 mâles chanteurs, ce qui constitue un indice d'abondance. Des prospections nocturnes des berges ont également permis de dénombrer 198 têtards d'Alytes accoucheurs dont certains sont âgés de plusieurs années. Le nombre de têtards présents dans le lac a fortement diminué au cours des dernières années, il avait été estimé à environ 10000 individus par une méthode de C.M.R. avec un marquage par implantation de pigments fluorescents sous-cutané, il y a une dizaine d'années (Dirk Schmeller, com. pers.). Le nombre d'émergents ne semble pas avoir diminué au cours des dernières années (*Cf.* Tab. V) mais de fortes mortalités ont été constatées (*Cf.* Fig.64).



**Figure. 64.** Dénombrement des *Alytes* accoucheurs émergents morts (noir) et vivants (blanc) autour du lac d'Arlet de 2007 à 2014 (Clare *et al.*, 2016).

Concernant le Triton palmé, en moyenne 331 individus par nuit ont été observés autour du lac lors des prospections nocturnes à la lampe. Le protocole de capture par nasses Ortmann, avec 2 transects de 15 nasses, a permis de capturer un total de 528 individus différents.

Le très faible nombre de recapture n'a pas permis d'estimer la taille de la population mais cela suggère que la taille de la population de Tritons palmés pourrait être bien supérieure au nombre d'individus capturés. En comparaison, la population de Triton palmé des lacs à Soldeu (nord-est de l'Andorre) situés à 2300 m d'altitude, a été estimée à environ 300 individus, pour une surface en eau de 4450 m<sup>2</sup>, 4 fois plus petite que la zone littorale du lac d'Arlet (Amat *et al.*, 2010).

Le protocole de capture par nasses Ortmann a permis de calculer des indices d'abondance. Sur le 1<sup>er</sup> transect, du 22 au 26 juin, il a été capturé en moyenne 57 tritons/nuit et au maximum 98 tritons/nuit. Les captures par unité d'effort sont de 7 tritons/seau au 1<sup>er</sup> passage et diminuent jusqu'à 2,2 tritons/seau. Sur le 2<sup>nd</sup> transect, du 3 au 6 juillet, il a été capturé en moyenne 63 tritons/nuit et au maximum 133 tritons/nuit. Les captures par unité d'effort sont de 10,23 tritons/seau au 1<sup>er</sup> passage et diminuent jusqu'à 0,67 tritons/seau.

#### d. Biométrie et morphologie

Le relevé de caractéristiques biométriques sur des échantillons ont permis de caractériser les populations d'Amphibiens présentes. Ces données pourront permettre de comparer les populations d'Arlet avec d'autres populations et de suivre son évolution.

L'échantillon de 35 têtards d'Alyte accoucheur, du stade 36 à 44, présente en moyenne, une longueur totale de 71,65 mm avec un maximum de 82,1 mm; une longueur museau-cloaque moyenne de 28,06 mm et un poids moyen de 3,29 g. Les données obtenues sont conformes à celles connues dans la littérature, avec un développement larvaire très lent dans les lacs d'altitude des Pyrénées, les têtards pouvant être âgés de plusieurs années et atteindre une taille totale de 86 mm (Scheidt et Uthleb, 2005).

Deux échantillons de 100 têtards de Grenouille rousse chacun, du stade 26 à 38, ont été prélevés dans deux secteurs distincts où les poissons ne sont pas contactés à la même fréquence. Dans le secteur à poisson fréquent, les têtards de Grenouille rousse présentent en moyenne, une longueur totale de 37,56 mm et une longueur museau-cloaque de 14,81 mm. Dans le secteur à poisson rare, les têtards de Grenouille rousse présentent en moyenne, une longueur totale de 34,98 mm et une longueur museau-cloaque de 14,22 mm. Dans le lac d'Arlet, la longueur totale maximale observée chez un têtard de Grenouille rousse est de 42,3 mm. Ces tailles sont conformes avec celles connues dans la littérature, avec des tailles maximales de 46 mm (Salvador et Garcia Paris, 2001). La différence de taille constatée entre ces 2 échantillons est liée à la répartition du nombre d'individus dans les stades de développement. Ainsi, les stades de développement larvaire observés ainsi que les longueurs des têtards sont significativement différents entre ces deux secteurs. La modélisation de la croissance des têtards de Grenouille rousse montre un taux d'accroissement nettement supérieur pour l'échantillon du secteur à poisson rare. Le nombre de blessures constatées sur les queues des têtards est plus important dans le secteur à poisson fréquent.

L'échantillon de 50 mâles de Grenouille rousse restés autour du lac d'Arlet après la reproduction, présente en moyenne, une longueur museau-cloaque de 68,66 mm et un poids de 28,97 g.

Deux échantillons de Triton palmé ont été étudiés, correspondant aux deux transects de nasses Ortmann : le transect 1 à l'est du lac où les poissons sont rares, et le transect 2 au sud du lac où les contacts avec les poissons sont plus fréquents. Les Tritons palmés présentent un fort dimorphisme sexuel : les femelles ont une longueur museau-cloaque, une longueur totale et un poids significativement plus grands que celui des mâles (Cf. Tab.VI). La plus grande femelle, capturée sur le transect 1, mesure environ 10 cm tandis que le plus grand mâle, capturé sur le transect 2, mesure environ 8 cm.

**Tableau.VI.** Résumé des données biométriques Tritons palmés du lac d'Arlet en fonction du sexe et du transect.

	LMC <sub>moy.</sub> (mm)	LMC <sub>max.</sub> (mm)	LT <sub>moy.</sub> (mm)	LT <sub>max.</sub> (mm)	P <sub>moy.</sub> (g)	P <sub>max.</sub> (g)
♂ T1	38,29	43,50	73,01	84,10	1,56	2,30
♂ T2	37,81	42,80	72,24	84,30	1,49	2,20
♀ T1	42,29	53,90	80,81	101,00	2,29	3,80
♀ T2	41,88	49,8	79,18	92,30	2,02	3,20

Un dimorphisme sexuel important a également été observé dans des lacs d'altitude d'Andorre (Amat *et al.*, 2010). Dans cette population, les femelles de Tritons palmés (N=174) ont une longueur museau-cloaque moyenne de 38,80 mm pour un poids moyen de 1,4 g tandis que les mâles (N=106) ont une longueur museau-cloaque moyenne de 36,00 mm pour un poids moyen de 1,2 g. Aussi, les Tritons palmés du lac d'Arlet ont des longueurs museau-cloaque et des poids supérieurs à ceux de la population d'Andorre.

La comparaison de la biométrie des Tritons palmés sur les 2 transects du lac d'Arlet montre une différence de corpulence chez les femelles, avec des femelles plus corpulentes sur le transect 1. En revanche, les mâles ne montrent pas de différence de corpulence entre les 2 transects.

## 2. Impact des poissons sur les Amphibiens

### a. Données bibliographiques

L'introduction des poissons dans des lacs sans poisson entraîne la disparition ou la diminution d'espèces aquatiques autochtones, invertébrés et Amphibiens, et peuvent avoir des effets indirects sur l'ensemble de l'écosystème ainsi que les habitats terrestres environnant (Eby *et al.*, 2006).

Ainsi, de nombreuses études ont montré l'impact de la présence des poissons sur les communautés d'Amphibiens : diminution de l'abondance et de la diversité spécifique, modification du comportement (reproducteur, anti-prédateur) ou encore malformations (P. ex., Kiesecker, 2003 ; Hartel *et al.*, 2007 ; Wells, 2007).

Ainsi, une baisse du nombre d'espèces, de l'abondance et de la diversité a été observé sur plusieurs populations d'Anoures et d'Urodèles (Braña *et al.* 1996 ; Knapp et Matthews, 2000 ; Kiesecker, 2003 ; Préau *et al.*, 2017). L'étude réalisée par Orizaola et Braña en 2006 dans les lacs de montagne au nord de l'Espagne montre que la présence de salmonidés est le principal facteur négatif expliquant la distribution des Tritons (palmé, alpestre et marbré). Les oeufs, les larves et les adultes sont prédatés par les poissons (*Ibidem*). En revanche, aucun effet des poissons n'a été observé sur l'abondance et la distribution des populations de Crapaud commun *Bufo bufo* et d'Alyte accoucheur *Alytes obstetricans* (*Ibidem*). Dans les Cantabriques, la richesse, l'abondance en individus et la diversité spécifiques en Amphibien sont plus élevées dans les lacs sans poissons (Braña *et al.* 1996). Les lacs du parc national d'Aigüestortes et lac Saint-Maurice ont subi l'introduction d'espèces de poissons non indigènes, atteignant actuellement près de 62% des lacs (Ventura *et al.*, 2016). La présence de poissons est le facteur principal expliquant l'absence d'Amphibien (*Ibidem*). La disparition des Amphibiens à partir de ces lacs a pour conséquence un effet en cascade sur la chaîne trophique modifiant la biomasse et la composition des algues et des procaryotes (bactéries et archées) qui vivent à la surface des pierres (*Ibidem*). En Suisse, le suivi de trois populations de Grenouilles rousses *Rana temporaria* durant une période de 23 à 28 ans a montré le déclin d'une seule de ces populations suite à l'introduction de poissons (Meyer *et al.*, 1998). En Suède, l'introduction de truites dans des mares a entraîné la disparition de populations de Rainettes vertes *Hyla arborea* (Brönmark & Edenhamn, 1994).

La présence de poisson entraîne une modification du comportement de reproduction. Une étude en laboratoire sur 4 espèces de Tritons a mis en évidence que les femelles déposaient préférentiellement leurs œufs dans les cuves sans substances chimiques signalant la présence de poissons (Orizaola et Braña, 2003). Le comportement anti-prédateur est différent chez les larves des Tritons palmé et alpestre. Ils utilisent plus les refuges et réduisent leur taux d'émergence (*Ibidem*). La Grenouille Ibérique *Rana iberica* diminue son activité en présence de truites indigènes ou exotiques introduites (Bosch *et al.*, 2006).

En plus d'une modification du comportement, la présence de poissons engendre des malformations pendant le développement embryonnaire avec des têtes et des queues plus petites (Orizaola et Braña, 2004). Les pontes se développent plus tardivement et sont plus petites (*Ibidem*). Une réduction du temps de métamorphose et de la taille des œufs a également été constatée chez le Triton palmé lorsqu'il était exposé aux signaux chimiques des prédateurs au stade embryonnaire (Orizaola et Braña, 2005).

D'autre part, il a été observé l'extinction de phénotypes chez les tritons en présence de poissons (Denoël *et al.*, 2005 ; Džukić *et al.*, 2005). En effet, l'introduction de poisson altère les populations de tritons pédomorphique (maintien d'attributs larvaires comme les branchies) et métamorphique (P. ex., Denoël *et al.*, 2016). Les poissons entraînent toujours une diminution de l'abondance de métamorphes, quant aux individus pédomorphiques, ils sont définitivement éliminés du milieu aquatique (Denoël *et al.*, 2005). De plus, les pédomorphes sont beaucoup plus vulnérables, d'une part à cause de leur faible nombre et d'autre part, car ils restent dans l'eau au moment de l'hivernage (Džukić *et al.*, 2003).

Dans les lacs de montagne, l'introduction de poisson peut également impacter les communautés du zooplancton (P. ex., Tiberti *et al.*, 2014). La consommation de plancton est plus prononcée chez les jeunes poissons que chez les adultes, cependant les poissons adultes peuvent également prédateur des espèces du zooplancton, particulièrement des espèces de plus grande taille (notamment crustacés copépodes), qui peuvent représenter une ressource temporaire importante (*Ibidem*). Cette prédation sélective exercée sur les grandes espèces du zooplancton entraîne une modification importante de l'ensemble de la communauté zooplanctonique (*Ibidem*). La diminution des grandes espèces du zooplancton peut amener une augmentation des petites espèces du zooplancton, qui sont des herbivores moins efficaces (Brooks et Dodson, 1965). Ce déséquilibre peut ainsi mener à une modification chez les producteurs primaires dont le phytoplancton (Sarnelle et Knapp, 2005 ; Magnea *et al.*, 2013). La densité et la composition de la microfaune aquatique influencent le risque d'infection des Amphibiens par le *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) (Schmeller *et al.*, 2014). Les zoospores de Bd constituent une source de nourriture hautement nutritionnelle pour le zooplancton et les chytrides peuvent donc établir des liens trophiques alternatifs entre la production primaire et secondaire dans les écosystèmes pélagiques (Kagami *et al.*, 2007 ; Rasconi *et al.*, 2011 ; Agha *et al.*, 2016 ; Frenken *et al.*, 2017). Dans un écosystème sans poisson, en fonction des variations saisonnières et de la disponibilité en nutriments, la microfaune aquatique peut rapidement abaisser l'abondance et la densité des stades infectieux en consommant les zoospores de *Batrachochytrium dendrobatidis* (Schmeller *et al.*, 2014). Ainsi, les Amphibiens non infectés par le *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) peuvent le devenir au contact de zoospores dans un environnement aquatique à Bd (Courtois *et al.*, 2017).

## **b. Constate-t-on déjà un impact des poissons sur les Amphibiens dans le lac d'Arlet ?**

Au moment de l'étude, une population d'au moins 60 Vairons et d'environ 1000 Truitelles introduites en 2016 (6-8 cm) étaient présents dans le lac. Avec les données disponibles, constate-t-on déjà un impact des poissons sur les Amphibiens dans le lac d'Arlet ?

Concernant l'impact direct par la prédation, le nombre de têtards de Grenouille rousse présentant des blessures (queues coupées) est plus important dans les secteurs fréquentés préférentiellement par les poissons. D'autres prédateurs pourraient-ils être responsables de ces blessures ? Cela est peu probable car les autres prédateurs potentiels de têtards (Dytiques marginés et larves d'Anisoptères) sont beaucoup moins abondants dans les secteurs fréquentés par les poissons. Ainsi, lors d'une prospection nocturne, il a été dénombré 3 Dytiques marginés dans le secteur d'échantillonnage « poisson fréquent » alors qu'il en a été dénombré 26 dans le secteur d'échantillonnage « poisson rare ».

De plus, les stades de développement larvaire sont plus diversifiés dans le secteur d'échantillonnage « poisson rare » avec un taux d'accroissement nettement supérieur par rapport au secteur « poisson fréquent » alors que la structure des habitats de la zone littorale est proche (Cf. méthodologie).

Les facteurs biotiques qui influencent le développement des larves d'amphibiens comprennent la disponibilité en nourriture, la prédation et la compétition intraspécifique (Crump, 1989 ; Skelly et *al.*, 1990 ; Smith, 1998 ; Petranka et Kenedy, 1999 ; Eklöv et Halvarsson, 2000 ; Nyström et *al.*, 2001 ; Harte et Nemes, 2007).

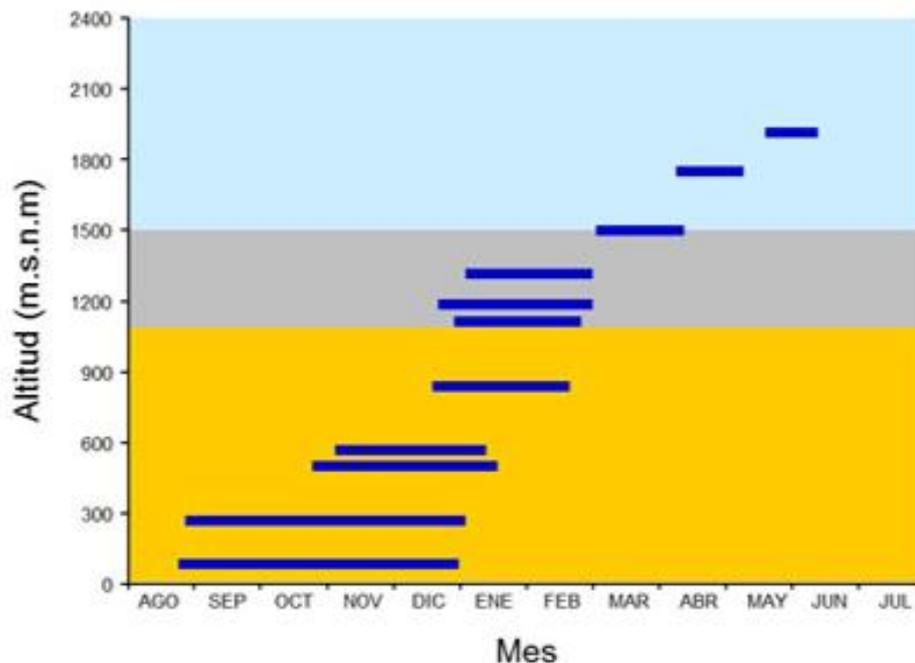
Il a été montré que la ressource alimentaire épilithon est présente sur l'ensemble de la zone littorale du lac (Cf. méthodologie). La densité de têtards est deux fois plus importante dans le secteur « poisson rare » que dans le secteur « poisson fréquent » limitant ainsi la compétition intraspécifique dans ce dernier.

Le principal facteur qui diffère entre les deux zones échantillonnées est la fréquence et l'abondance des poissons prédateurs, principalement *Phoxinus phoxinus*. Dans le lac d'Arlet, la prédation des poissons induit sur les têtards de Grenouille rousse, une modification du développement, des blessures fréquentes sur la queue entraînant des complications dans le déplacement et une surconsommation des jeunes stades larvaires.

La présence de poissons pourrait également induire une modification des comportements des Amphibiens pour échapper à la prédation. Bien qu'aucun têtard d'Alyte accoucheur ne présente de blessure, leur distribution dans la zone littorale à proximité des berges du lac d'Arlet est significativement liée aux zones où les poissons ont une activité nocturne réduite. Lors des prospections nocturnes, des fuites de Tritons palmés vers des caches sous des blocs rocheux ont été observées lors de l'approche de poissons. Sur le transect 2, qui est une zone fréquentée préférentiellement par les poissons de nuit, un faible nombre de Tritons palmés a été dénombré lors des prospections nocturnes, alors que le nombre de Tritons palmés capturés par les nasses Ortmann s'est révélé bien supérieur. Cette discrétion des Tritons palmés dans les zones fréquentées par les poissons pourrait être une stratégie d'évitement du risque de prédation. Comme montré par des études en laboratoire (Winandy et *al.*, 2016), les Tritons palmés pourraient modifier leur répartition temporelle et leur habitat afin d'éviter la prédation, impliquant un coût énergétique. De manière similaire, il a été démontré que la présence de poisson inhibe la reproduction du Triton alpestre qui utilise constamment des abris et réduit principalement son activité sexuelle à des micro-habitats sans risque de prédation (Winandy et Denoël, 2013).

### 3. Protocoles de suivi et améliorations possibles

Le comptage des pontes chez la Grenouille rousse et le Crapaud épineux est un moyen simple et efficace de suivre les effectifs des populations d'adultes reproducteurs. La difficulté réside dans la variabilité de la phénologie à cette altitude qui demande une surveillance afin d'identifier le meilleur moment pour le comptage. D'après Clare et *al.* (2016), la date à laquelle la température moyenne de l'eau est supérieure à 1°C peut varier fortement en fonction des années. En Suède, un suivi de la phénologie de la reproduction de la Grenouille rousse dans un ensemble d'étangs montre une variabilité annuelle pouvant aller jusqu'à trois semaines de décalage en fonction de la température de l'eau (Loman, 2016). La date de ponte varie en fonction de l'altitude comme le nord de l'Angleterre où il a été observé un décalage de six jours pour 100 m d'élévation d'altitude (Beattie, 1985). Dans les Asturies, Balcells (1975) a montré que la phénologie de reproduction variait en fonction de la durée de l'enneigement. A une altitude d'environ 2000 m la couverture hivernale prolongée induit un début de ponte de la fin mai à mi-juin (Cf. Fig. 65) (Álvarez, 2014). A des altitudes élevées, la reproduction de la Grenouille rousse est « explosive », dès l'arrivée des individus, les amplexus et les pontes surviennent dans un laps de temps très court (Álvarez, 2014). Ainsi, à plus de 1800m d'altitude, la période de ponte dure de 5 à 15 jours (Salvador et Garcia Paris, 2001).



**Figure. 65.** Variation temporelle de la période de reproduction de la Grenouille rousse en fonction du gradient d'altitude dans les Asturies d'après Balcells, 1975 et Álvarez, 2014 :orange couverture neigeuse peut fréquente et fonte rapide, gris neige fréquente et couverture neigeuse intermittente, bleu couverture neigeuse prolongée.

A l'altitude du lac d'Arlet, le Crapaud épineux pond également dès la fonte des neiges et à des températures positives durant le mois de juin.

Le comptage des pontes d'Alyte accoucheur n'est pas une méthode envisageable car le dépôt des pontes est étalé et les gangues des pontes disparaissent en quelques jours. Les Femelles réalisent en zone de montagne une seule ponte par an (Bosch, 2014). Dans un lac situé à

1666 m d'altitude de la chaîne des Cantabriques, les mâles chantent du mois de mai au mois d'août (*Ibidem*).

Dans le cas de la Grenouille rousse, l'étude des têtards est complémentaire pour étudier l'impact de la prédation par les poissons à court ou moyen terme. La reconduction d'une étude biométrique sur les têtards de Grenouille rousse en fonction des stades de croissance, avec relevés des blessures à la queue, permettrait de suivre et comparer ces caractéristiques dans le temps, en fonction de la croissance des Truites.

Le dénombrement des têtards d'Alyte accoucheur, bien que la détection soit imparfaite, constitue une méthode intéressante comme indice d'abondance à suivre dans le temps. Cette espèce, dont les effectifs ont déjà fortement diminués dû à la chytridiomycose, pourrait être impactée par la prédation des Truites lorsqu'elles auront atteint une taille suffisante. Une estimation de la taille de la population de têtards d'Alyte accoucheur pourrait être envisagée par une méthode de Capture-Marquage-Recapture, avec un marquage par implantation de pigments fluorescents sous-cutané, déjà réalisé sur des têtards de cette espèce (Clare, 2015) et notamment à Arlet il y a plusieurs années (Dirk Schmeller, com. pers.). Cependant, dans le cas d'une diminution d'effectif, la cause principale, prédation ou chytridiomycose, pourrait être difficile à déterminer.

Les tritons sont particulièrement sensibles à la prédation par les poissons, le suivi de leurs populations est donc adapté pour étudier l'impact de l'introduction de poissons sur les Amphibiens. Les Tritons palmés sont plus actifs la nuit, et le nombre d'individus dénombrés lors des prospections nocturnes est nettement supérieur à celui des prospections diurnes. Cependant, la détection est imparfaite, particulièrement dans les zones fréquentées par les poissons où les Tritons palmés restent vraisemblablement cachés.

Le principal objectif était de proposer un protocole adapté pour suivre l'évolution de la taille de la population de Triton palmé. Le nombre important d'individus capturés (528 individus) montre l'intérêt de l'utilisation des nasses Ortmann. Le nombre d'individus capturés en une nuit par les nasses Ortmann s'est révélé équivalent (transect 1) ou largement supérieur (transect 2) au nombre d'individus dénombrés à la lampe lors de prospections nocturnes. D'après la littérature, les nasses Ortmann montrent une bonne capacité de capture des gros tritons, supérieure à celle d'autres pièges (Drechsler *et al.*, 2010) et le système de nasse Ortmann éclairé multiplierait par 2,5 le nombre de captures de Triton crêté et par 1,5 pour les Tritons de plus petites tailles (*Lissotriton vulgaris*) par rapport à une nasse non éclairée (Göcking et Beckamm, 2012).

Cependant, l'efficacité du dispositif est maximale la première nuit puis chute fortement lors des nuits suivantes, avec un nombre d'individus capturés qui décroît malgré un effort de capture important et constant. En considérant les 2 transects mis en place, seuls 9 individus ont été recapturés sur les 528 individus capturés. Ce faible nombre de recapture pourrait indiquer une taille de population importante et/ou un effet négatif du piégeage et un stress qui entraînerait une fuite des tritons ayant déjà été capturés. Pour le Triton crêté, Kupfer (2001) a montré que l'utilisation de piège à entonnoir de type Ortmann permet de capturer 27 à 69% d'une population donnée en une prise.

En considérant que l'utilisation de méthodes de CMR n'est pas possible sur le site du fait d'un faible taux de recapture, les nasses Ortmann présentent l'intérêt de capturer un nombre d'individus important, la 1<sup>ère</sup> nuit de capture, et de standardiser un effort de capture. Ainsi, l'évolution de la population de Triton palmé du lac d'Arlet ne serait pas suivie par une estimation de la taille totale de la population mais par une estimation de l'abondance des individus sur différents secteurs.

La mise en place d'un transect de nasses Ortmann seulement pour une nuit sur un secteur donné, avec un déplacement ultérieur du dispositif vers un autre secteur, pourrait permettre d'obtenir des données de captures par unité d'effort sur plusieurs secteurs représentatifs de l'ensemble de la zone littorale du lac d'Arlet. Le déplacement d'une ligne de piégeage, sur 5 à 8 secteurs successifs autour du lac d'Arlet, permettrait d'obtenir des indices d'abondances (CPUE) associés à une variance correspondant à ces différents secteurs. Les éventuelles recaptures entre les transects, dues à des déplacements d'individus, pourraient être vérifiées par photoidentification.



## Bibliographie

Agha, R., Saebelfeld, M., Manthey, C., Rohrlack, T., and Wolinska, J. (2016). Chytrid parasitism facilitates trophic transfer between bloom-forming cyanobacteria and zooplankton (*Daphnia*). *Sci Rep*, **6**, 35039; doi: 10.1038/srep35039.

Altig, R., Matt, R. Taylor, W. & Taylor, C. (2007). What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. *Freshwater Biology*, **52** : 386–395.

Álvarez, D. (2014). *Rana bermeja – Rana temporaria*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Balcells, E. (1975). Observaciones en el ciclo biológico de anfibios de alta montaña y su interés en la detección del inicio de la estación vegetativa. *P. Cent. Pir. Biol. Exp.*, **7**: 55-135.

Beattie, C. R. (1985). The date of spawning in populations of the Common frog (*Rana temporaria*) from different altitudes in northern England. *Journal of Zoology*, **205** : 137-154.

Beckmann, C. & Göcking, C. (2012). Wie die Motte zum licht ? Ein Vergleich der Fängigkeit von beleuchteten und unbeleuchteten Wasserfallen bei Kamm-,Berg,- und Teichmolch. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, **19** : 67-78.

Bosch, J., Rincon, P.A., Boyero, L. & Martinez-Solano, I. (2006). Effects of Introduced Salmonids on a Montane Population of Iberian Frogs. *Conservation Biology*, **20** (1) : 180–189.

Bosch, J. (2014). Sapo partero común - *Alytes obstetricans*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Braña, F., Frechilla, L. & Orizaola, G. (1996). Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological journal*, **6** : 145-148.

Brönmark, C. & Edenhamn, P. (1994). Does the Presence of Fish Affect the Distribution of Tree Frogs (*Hyla arborea*)?. *Conservation Biology*, **8** (3) : 841-845.

Brooks, J.L. & Dodson, S.I. (1965). Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, **150** : 28–35.

Courtois, E.A., Loyau, A., Bourgoin, M. & Schmeller, D.S. (2017). Initiation of Batrachochytrium dendrobatidis infection in the absence of physical contact with infected hosts - a field study in a high altitude lake. *Oikos*, **126** : 843–851.

Crump, M.L. (1989). Effect of habitat drying on developmental time and size at metamorphosis in *Hyla pseudopuma*, *Copeia*, **1988** : 794–797.

- Degiorgi, F., Decourcière, H., Bourlet, G. et Raymond, J.C. (2010). *Diagnose simplifiée du type écologique et du fonctionnement des lacs d'altitude*. Note technique, 4 p.
- Delacoste, M., Baran, P., Lascaux, J.M., Abad, N., Besson, J.P. (1997). Bilan des introductions de salmonidés dans les lacs et ruisseaux d'altitude des Hautes-Pyrénées. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, **344/345** : 205–219.
- Denoël, M., Džukić, G., and Kalezić, M. L. (2005). Effects of Widespread Fish introductions on Paedomorphic Newts in Europe. *Conserv. Biol.*, **19** : 162-170.
- Denoël, M., Scimè, P. and Zambelli, N. (2016). Newt life after fish introduction: extirpation of paedomorphosis in a mountain fish lake and newt use of satellite pools. *Current Zoology*, **62** (1) : 61–69.
- Drechsler, A., Bock, D., Ortmann, D. and Steinfartz, S. (2010). Ortmann's funnel trap – a highly efficient tool for monitoring amphibian species. *Herpetology notes*, **3** : 13-21.
- Džukić, G., Ćirović, R., Denoël, M. and Kalezić, M. L. (2005). Fish introduction is a major cause of paedomorphosis extinction in European newts (*Triturus* spp.). *Froglog*, **69** : 3-4.
- Eby, L.A., Roach, W.J., Crowder L.B., Stanford, J.A. (2006). Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends Ecol Evol*, **21** : 576–584.
- Eklöv, P. & Halvarsson, C. (2000). The trade-off between foraging activity and predation risk for *Rana temporaria* in different food environments. *Canadian Journal of Zoology*, **78**(5) : 734-739.
- Engelen P. & Jooris R. (2009). Actuele status van habitatrichtlijnsoorten in Vlaanderen : de Vroedmeesterpad. *Hyla-flits*, **1** : 3-7.
- Frenken, T. et al. (2017). Integrating chytrid fungal parasites into plankton ecology: research gaps and needs. *Environmental Microbiology*, **19** (10) : 3802–3822.
- Glantz, S.A. (1998). *Introduction aux biostatistiques* 4<sup>ème</sup> éd.. McGraw-Hill International (UK) Ltd, Berkshire (Angleterre). 456 p
- Gosner, K.L. (1960). A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologia*, **16** (3) :183-190.
- Hartel, T. & Nemes, S. (2007). Lack of adaptive plasticity in *Rana temporaria* tadpoles caused by starvation : an experimental study. *Acta Sicula*, **2007** : 143–148.
- Hartel, T., Nemes S., Dan Cogălniceanu, Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C.-I. & Demeter, L. (2007). The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia*, **583** (1) : 173-182.
- Henderson, P. A. & Seaby, R. M. (2006). Growth II software. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.

Henderson, P.A., Seaby, R. M. & Somes, R. (2006). *Growth II, manual*. Pisces Conservation Lymington, Hampshire. 97 p.

Henry, C. (2001). *Biologie des populations animales et végétales*. Dunod, Paris. 720 p.

Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L-A. C. & Foster, M.S. (1994). *Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for Amphibians*. Smithsonian institution press, Londres. 364 p.

Joly, P. & Deheuvels, O. (1997). *Méthodes d'inventaire des communautés et des populations d'Amphibiens*. Université Claude Bernard Lyon 1, Laboratoire Écologie des Eaux Douces et des Grands Fleuves. 17 p.

Kagami, M., von Elert, E., Ibelings, B.W., de Bruin, A., and Van Donk, E. (2007). The parasitic chytrid, *Zygorhizidium*, facilitates the growth of the cladoceran zooplankter, *Daphnia*, in cultures of the inedible alga, *Asterionella*. *Proc R Soc B Biol Sci*, **274** : 1561–1566.

Kiesecker, J. M. (2003). Invasive species as a global problem. Pp 113-126. In Semlitsch, R. (eds) – *Amphibian conservation*. Smithsonian, Londres. 324 p.

Knapp, R.A. & Matthews, K.R. (2000). Non-Native Fish Introductions and the Decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within Protected Areas. *Conservation Biology*, **14** : 428-438.

Kupfer, A. (2001). Ist er da oder nicht? - eine Übersicht über die Nachweismethoden für den Kammolch (*Triturus cristatus*). *RANA*, 4 : 137-144.

Loman, J. (2016). Breeding phenology in *Rana temporaria*. Local variation is due to pond temperature and population size. *Ecology and Evolution*, **6**(17) : 6202-6209.

Lustrat P. (1999). Estimation de la taille des populations d'anouère de la forêt de Fontainebleau. *La Voix de la forêt*, 1999 (1) : 39-40.

Magnea, U., Sciascia, R., Paparella, F., Tiberti, R. & Provenzale, A. (2013). A model for high-altitude alpine lake ecosystems and the effect of introduced fish. *Ecol Model*, **251** : 211–220.

Mettouris, O., Megremis, G. & Giokas, S. (2016). A newt does not change its spots: using pattern mapping for the identification of individuals in large populations of newt species. *Ecological Research*, **31** (3) : 483–489.

Meyer, A.H., Schmidt, B.R., Grossenbacher, K. (1998). Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. *Proceedings of the Royal Society of London B*, **265** : 523–528.

Miaud, C., (2014). *Protocole d'hygiène pour le contrôle des maladies des amphibiens dans la nature à destination des opérateurs de terrain*. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Université de Savoie et Ecole Pratique des Hautes Etudes (eds), 7 p.

- Nyström, P., Svensson, O., Lardner, B., Brönmark, C., & Granéli, W. (2001). The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology*, **82**(4) : 1023–1039.
- Miró, A., Ventura, M. (2015). Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biol. Invasions*, **17** : 791-803.
- Orizaola, G. & Braña, F. (2003). Do predator chemical cues affect oviposition site selection in newts ? *Herpetological journal*, **13** : 189-193.
- Orizaola, G. & Braña, F. (2003). Response of predator-naive newt larvae to food and predator presence. *Canada Journal Zoology*, **81** : 1845–1850.
- Orizaola, G. & Braña, F. (2004). Hatching responses of four newt species to predatory fish chemical cues. *Ann. Zool. Fennici*, **41** : 635-645.
- Orizaola, G. & Braña, F. (2005). Plasticity in newt metamorphosis: the effect of predation at embryonic and larval stages. *Freshwater Biology*, **50** : 438-446.
- Orizaola, G. & Braña, F. (2006). Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. *Animal Conservation*, **9** : 171–178.
- Parc National des Pyrénées (1998). *Gestion piscicole. Compte rendu des opérations de sondage et d'alevinage du lac d'Arlet*. Secteur d'Aspe, service scientifique, rapport N°98/01/GP, 19 p.
- Préau, C., Dubech, P., Sellier, Y., Cheylan, M., Castelnau F. and Beaune, D. (2017). Amphibian Response to the Non-Native Fish, *Lepomis gibbosus*: The Case of the Pinail Nature Reserve, France. *Herpetological Conservation and Biology*, **12**(3) : 616–623.
- Petranka, J.W. & Kennedy, C.A. (1999). Pond tadpoles with a generalized morphology: is it time to reconsider their functional roles in aquatic communities ? *Oecologia*, **120** : 621–631.
- Pourriot, R. et Meybeck, M. (eds) (1995). *Limnologie générale*. Collection d'écologie 25, Masson, Paris. 956 p.
- Ramade, F. (2008). *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*. Dunod, Paris. 760 p.
- Rasconi, S., Jobard, M., and Sime-Ngando, T. (2011). Parasitic fungi of phytoplankton: ecological roles and implications for microbial food webs. *Aquat Microb Ecol*, **62** : 123–137.
- R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Salvador, A. & Garcia Paris, M. (2001). *Anfibios españoles*. Esfagnos, Talavera de la Reina, 269 p.

- Sarnelle, O. & Knapp, R.A. (2005). Nutrient recycling by fish versus zooplankton grazing as drivers of the trophic cascade in alpine lakes. *Limnol Oceanogr.*, **50** : 2032–2042.
- Scheidt, U. & Uthleb, H. (2005). Leben unter extremen Bedingungen: Larven der Geburtshelferkroete *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768) (Amphibia, Discoglossidae) in zwei verschiedenen Gewässern der spanischen Pyrenäen. *Veröffentlichungen des Naturkundemuseums Erfurt*, **24** : 89-100.
- Schmeller, D.S., Blooi, M., Martel, A., Garner, T.W.J., Fisher, M.C., Azemar, F., Clare, F.C., Leclerc, C., Jäger, L., Guevara-Nieto, M., Loyau, A. & Pasmans, F. (2014). Microscopic aquatic predators strongly affect infection dynamics of a globally emerged pathogen. *Current Biology*, **24** : 176-180.
- Skelly, D.K. & Werner, E.E. (1990). Behavioural and life historical responses of larval American toads to an odonate predator. *Ecology*, **71** : 2313–2322.
- Smith, G.R. (1998). Abundance and water volume effects in amphibian larvae. *Bull. Of the Maryland Herpetological Society*, **34** : 113–117.
- Tiberti, R., Brighenti, S., Iacobuzio, R., Pasquini, G. & Rolla, M. (2014). Behind the impact of introduced trout in high altitude lakes: adult, not juvenile fish are responsible of the selective predation on crustacean zooplankton. *J Limnol*, **73** : 593–597
- Thirion, J.-M., Vollette, J., Doré, F., Braconnier, H., Courant, J., Gosselin, F. et Cheylan, M. (2012). *Inventaire des Amphibiens et Reptiles du Parc National des Pyrénées partie Béarn*. Parc National des Pyrénées, EPHE, OBIOS, Pont l'Abbé d'Arnoult. 236 p.
- Thompson, R et al. (2005). Quantitative calibration of remote mountain-lake sediments as climatic recorders of air temperature and ice-cover duration. *Arct. Antarct. Alp. Res.*, **37** : 626–635.
- Ventura, M., Buchaca, T., Buñay, D., Larsen, T., Pla-Rabes, S., Sabas, I., Vila-Costa, M. & Miro, A. (2016). Effects of fish introductions on the conservation of Amphibians and Crustaceans from high mountain lakes. Pp 216-231. *In Organismo Autonomo de Parques Nacionales. ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. (eds) - Proyectos de investigación en parques nacionales : convocatoria 2011-2014. Programa de investigación en la Red de Parques Nacionales. Pep Amengual, Madrid. 384 p.*
- Ventura, M., Tiberti, R., Buchaca, T., Buñay, D., Sabás, I. & Miró, A. (2017). Why should we preserve fishless high mountain lakes ?. Pp 184-205, *in* Catalan, J., Ninot, J.M., Mercè Aniz, M (eds). *High mountain conservation in a changing world*. SpringerOpen, Cham. 413p.
- Wells, K. D. (2007). *The ecology and behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago. 1148 p.
- White, C.G. and Burnham, K.P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study Suppl.* **1** : 120-139.

Winandy, L., Colin, M. & Denoël, M. (2016). Temporal habitat shift of a polymorphic newt species under predation risk. *Behavioral Ecology*, **27**(4) : 1025-1032.

Winandy, L. & Denoël, M. (2013). Introduces Goldfish affect amphibians through inhibition of sexual behavior in risky habitats : an experimental approach. *PlosONE*, **8** (11): e82736. doi:10.1371/journal.pone.0082736



# Annexes

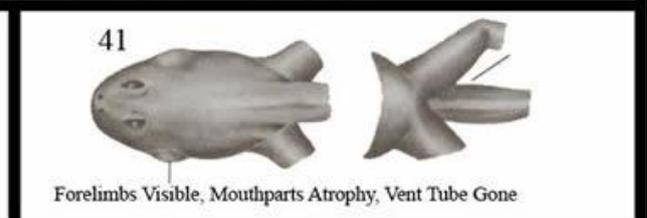
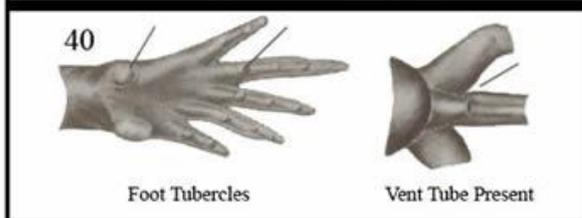
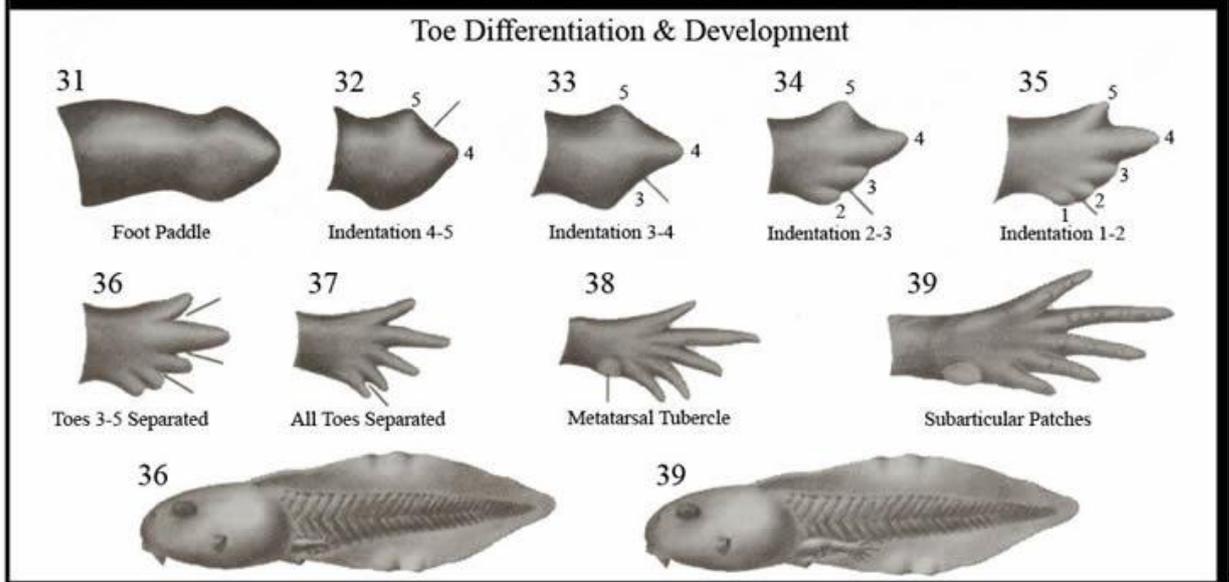
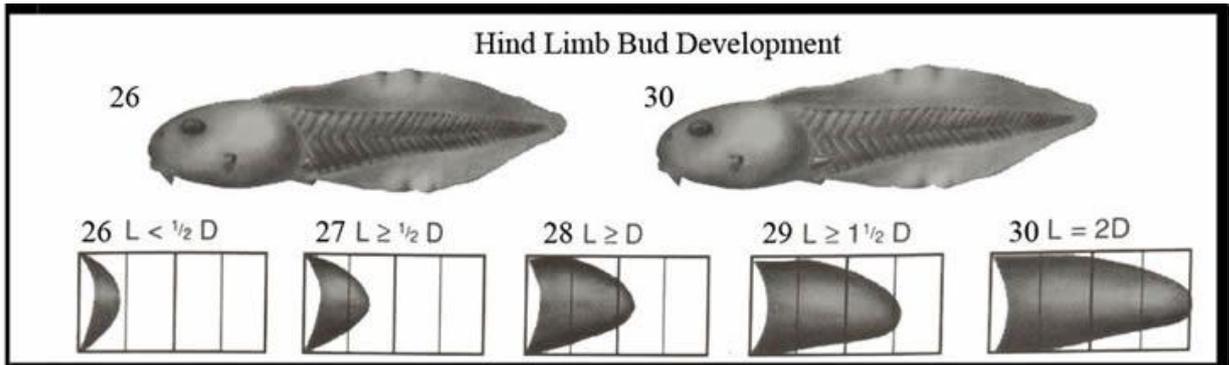
## Annexe 1 - Table de Gosner (1960)

E  
M  
B  
R  
Y  
O  
S

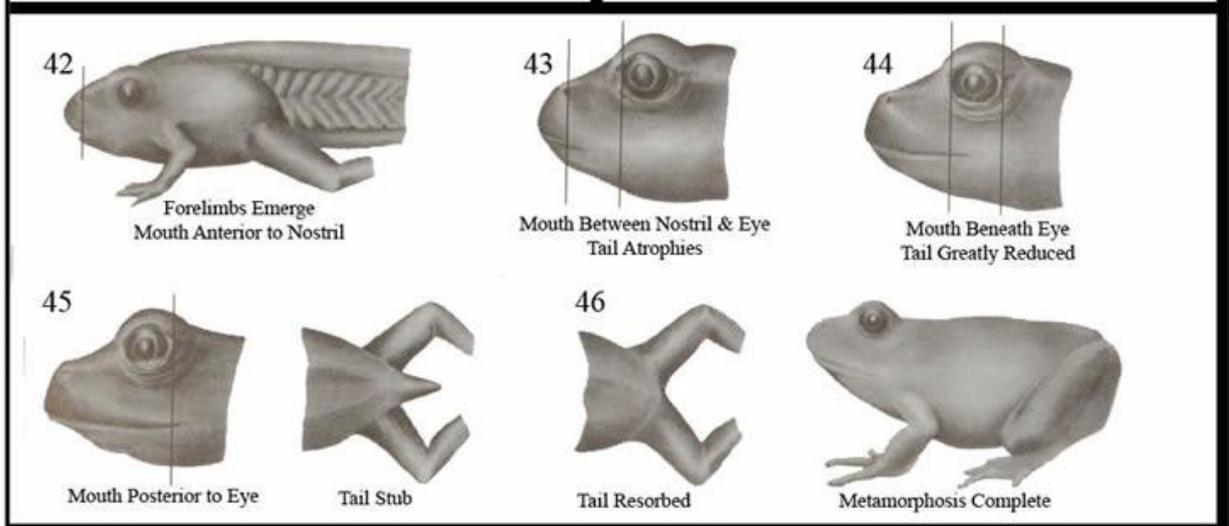
1  Fertilization	2  Gray Crescent	3  2-Cell	4  4-Cell	5  8-Cell
6  16-Cell	7  32-Cell	8  Midcleavage	9  Late Cleavage	10  Dorsal Lip
11  Yolk Plug	12  Late Gastrula	13  Neural Plate	14  Neural Folds	15  Elongation, Rotation
16  Neural Tube, Gill Plates	17  Tail Bud Adhesive Gland	18  Muscular Response Olfactory Pits	19  Heart Beat Gill Buds	
20  Gill Circulation, Tail Elongation	21  Cornea Transparent, Mouth Opens	22  Tail Fins Transparent, Fin Circulation		
Operculum, Oral Disc, and Pigmentation				
23  Labia and Teeth Differentiate Operculum Covers Gill Bases	24  External Gills Atrophy Operculum Closes on Right	25  Mouthparts Obvious Spiracle Forms on Left		

H  
A  
T  
C  
H  
L  
I  
N  
G  
S

L  
A  
R  
V  
A  
E



M  
E  
T  
A  
M  
O  
R  
P  
H  
S



**Annexe 2** - Paramètres physico-chimiques de l'eau du lac d'Arlet : zone littorale autour du lac (points 1 à 15) et sur les transects de capture des Tritons palmés (T1 et T2).

Points	Date	Heure	°C	pH	pH mV	Rédox	O.D. %	O.D. mg/l	µS/cm	kOhm-cm	SDT ppm	Salinité	kPa
1	2017/06/21	11:47:05	21,37	6,77	6,1	222,6	66,1	4,76	108	9,3	54	0,05	82,95
2	2017/06/21	11:49:59	20,59	6,85	1,5	186,6	64,0	4,69	58	17,2	29	0,03	83,01
3	2017/06/21	11:52:08	20,81	6,61	15,6	210,4	70,5	5,14	52	19,3	26	0,02	83,07
4	2017/06/21	11:54:33	20,81	6,18	39,9	246,7	68,5	5,00	52	19,1	26	0,02	83,11
5	2017/06/21	11:56:33	21,08	7,33	-25,8	188,4	77,6	5,63	55	18,1	28	0,02	83,13
6	2017/06/21	11:58:12	20,78	7,50	-35,9	159,5	77,5	5,66	56	17,8	28	0,03	83,12
7	2017/06/21	12:00:32	20,89	7,66	-45,2	148,9	74,5	5,43	54	18,6	27	0,02	83,18
8	2017/06/21	12:06:58	22,19	7,68	-46,4	130,7	79,2	5,63	59	17,0	29	0,03	83,19
9	2017/06/21	12:09:11	21,37	7,87	-56,8	140,8	78,5	5,67	55	18,3	27	0,02	83,23
10	2017/06/21	12:12:01	20,87	7,99	-63,9	147,0	80,2	5,86	54	18,5	27	0,02	83,27
11	2017/06/21	12:14:44	20,64	7,83	-54,4	157,2	80,3	5,90	52	19,2	26	0,02	83,28
12	2017/06/21	12:16:55	20,48	7,79	-52,3	160,1	81,0	5,96	53	19,1	26	0,02	83,28
13	2017/06/21	12:18:41	21,67	7,95	-61,7	148,5	84,5	6,08	56	18,0	28	0,02	83,32
14	2017/06/21	12:26:41	20,86	7,99	-63,8	160,3	83,6	6,12	48	20,9	24	0,02	83,49
15	2017/06/21	12:28:50	20,93	7,81	-53,3	167,6	82,3	6,02	48	20,8	24	0,02	83,50
1	2017/06/29	14:30:18	11,64	7,35	-26,6	200,8	67,5	5,82	76	13,1	38	0,04	80,73
2	2017/06/29	14:31:42	12,21	7,57	-38,7	187,0	70,7	6,02	59	17,0	29	0,03	80,74
3	2017/06/29	14:33:16	12,03	8,37	-83,3	172,8	72,2	6,17	58	17,4	29	0,03	80,75
4	2017/06/29	14:34:44	12,70	7,88	-56,2	179,0	70,3	5,92	57	17,6	28	0,03	80,80
5	2017/06/29	14:36:16	13,17	7,74	-48,5	187,7	70,4	5,87	70	14,3	35	0,03	80,78
6	2017/06/29	14:37:38	13,58	7,77	-50,2	183,2	66,9	5,53	61	16,5	30	0,03	80,81
7	2017/06/29	14:39:21	13,73	7,90	-57,5	185,4	67,0	5,51	63	15,9	31	0,03	80,82
8	2017/06/29	14:40:53	13,77	7,78	-50,8	187,8	68,6	5,64	55	18,2	27	0,02	80,83
9	2017/06/29	14:42:30	13,63	7,71	-46,7	193,1	70,4	5,81	59	17,1	29	0,03	80,80
10	2017/06/29	14:43:54	13,69	7,72	-47,2	194,0	69,4	5,72	55	18,3	27	0,02	80,81
11	2017/06/29	14:18:43	13,54	6,47	22,5	271,1	63,4	5,23	72	13,8	36	0,03	80,65
12	2017/06/29	14:20:54	13,51	7,21	-18,7	227,9	65,2	5,38	134	7,5	67	0,06	80,65
13	2017/06/29	14:22:54	12,73	7,16	-15,9	215,0	66,6	5,60	67	14,9	34	0,03	80,68
14	2017/06/29	14:25:15	12,32	7,16	-16,2	211,9	68,3	5,80	57	17,7	28	0,03	80,70
15	2017/06/29	14:29:09	12,06	6,81	3,7	237,0	72,7	6,21	53	19,0	26	0,02	80,71
T1-debut	2017/06/22	08:40:32	18,66	7,55	-38,4	105,2	62,8	4,75	260	3,8	130	0,12	82,43
T1-debut	2017/06/23	08:32:41	19,71	8,49	-92,2	55,2	76,6	5,68	69	14,4	35	0,03	82,54
T1-debut	2017/06/24	08:55:08	20,76	6,28	34,3	285,7	76,9	5,56	520	1,9	260	0,25	82,38
T1-debut	2017/06/25	09:15:09	19,01	4,68	125,0	356,4	69,3	5,17	263	3,8	131	0,13	82,08
T1-debut	2017/06/26	09:02:56	17,45	6,47	22,8	287,5	61,3	4,69	276	3,6	138	0,13	81,36
T1-milieu	2017/06/22	08:42:48	19,06	7,34	-26,4	117,7	65,3	4,90	71	14,2	35	0,03	82,45
T1-milieu	2017/06/23	08:34:29	20,46	7,92	-60,0	50,0	77,5	5,66	68	14,6	34	0,03	82,56
T1-milieu	2017/06/24	08:56:23	20,57	7,25	-21,4	248,9	79,9	5,81	76	13,2	38	0,03	82,40
T1-milieu	2017/06/25	09:16:13	18,97	4,69	124,8	357,4	72,6	5,43	58	17,3	29	0,03	82,07
T1-milieu	2017/06/26	09:04:25	18,01	6,72	9,0	272,3	66,1	5,00	70	14,4	35	0,03	81,34
T1-fin	2017/06/22	08:43:49	19,07	7,31	-24,5	121,9	68,1	5,10	59	17,0	29	0,03	82,46
T1-fin	2017/06/23	08:35:23	20,49	7,86	-56,5	64,0	74,7	5,45	48	20,7	24	0,02	82,56
T1-fin	2017/06/24	08:57:46	21,16	6,99	-6,5	218,0	76,5	5,50	91	11,0	46	0,04	82,43
T1-fin	2017/06/25	09:17:44	19,99	4,72	123,5	357,4	67,3	4,93	50	19,8	25	0,02	82,07
T1-fin	2017/06/26	09:05:32	18,19	6,83	2,6	260,2	64,4	4,85	47	21,3	23	0,02	81,35
T2-debut	03/07/2017	09:26:40	13,08	6,55	18,3	189,5	77,8	6,60	146	6,8	73	0,07	82,1
T2-debut	04/07/2017	08:17:05	15,17	6,28	33,3	240,3	87,0	7,07	279	3,6	139	0,13	82,4
T2-debut	05/07/2017	09:31:13	16,52	6,39	27,3	209,5	85,1	6,69	58	17,1	29	0,03	81,9
T2-milieu	03/07/2017	09:27:54	12,93	7,15	-15,3	165,1	76,8	6,54	64	15,5	32	0,03	82,1
T2-milieu	04/07/2017	08:17:58	14,97	6,78	5,1	207,8	84,8	6,93	71	14,2	35	0,03	82,4
T2-milieu	05/07/2017	09:32:12	16,33	6,87	0,3	191,4	85,0	6,71	58	17,3	29	0,03	81,9
T2-fin	03/07/2017	09:28:52	12,91	7,16	-15,9	163,0	75,1	6,40	58	17,3	29	0,03	82,1
T2-fin	04/07/2017	08:18:48	14,92	6,96	-4,6	193,9	83,8	6,85	58	17,3	29	0,03	82,4
T2-fin	05/07/2017	09:33:23	16,08	7,41	-30,4	177,5	87,2	6,92	54	18,7	27	0,02	82