

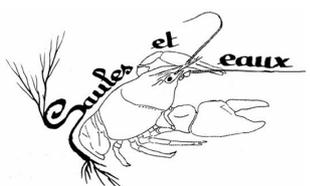
COMMUNAUTE DE COMMUNES CALVI-BALAGNE

ETUDE DE L'ECREVISSE DE LOUISIANE DANS LE DELTA DU FANGU

Caractérisation de la population en place et relations interspécifiques



Décembre 2019



Mandataire :
Bureau d'études Saules et eaux SARL
Lapra – Intres 07310 Saint Julien d'Intres
Tel : 06.86.74.57.44
Courriel : theo.duperray@sauleseteaux.fr

Etude financée par :



Et réalisée par :

	<p>Mandataire : <u>Partie écrevisses et coordination</u></p> <p>Bureau d'études Saules et eaux SARL - Théo Duperray Lapra – Intres 07310 Saint Julien d'Intres Tel : 06 86 74 57 44 Courriel : theo.duperray@sauleseteaux.fr</p>
	<p><u>Partie poissons et écrevisses</u></p> <p>Bureau d'études Ardèch'eau - Laurent VIDAL 855 chemin des Combes, 07360 Dunière Sur Eyrieux Tel : 06 80 01 45 64 Courriel : laurent.vidal@aquatiris.fr</p>
	<p><u>Partie amphibiens</u></p> <p>Alcedo faune et flore SAS - Rémi Duguet 85 impasse Baslaval, 07110 Sanilhac Tel : 09 53 59 62 21 ; 06 61 87 48 65 Courriel : rduguet@expertise-ecologique.fr Site internet : www.alcedo-conseil.com</p>
	<p><u>Partie cistudes et statistiques</u></p> <p>STATIPOP - Pauline Priol 4 avenue de Nîmes 34190 Ganges Tel : 06 17 99 39 23 Courriel : pauline_priol@yahoo.fr</p>

Sauf mention contraire toutes les photos illustrant ce rapport ont été prises par l'une ou l'autre des personnes ci-dessus et par Emmanuel Galiana (apprenti BTS GPN chez Saules et eaux en 2018).

SOMMAIRE

1. Contexte et objectifs	7
2. Description de l'écrevisse de Louisiane.....	7
3. Zone d'étude	8
4. Méthodes et protocoles d'étude.....	9
4.1 Grands types de protocoles	9
4.2 Périodes d'inventaires	10
4.3 Méthodes d'échantillonnage	11
4.3.1 Inventaires et étude de répartition	12
4.3.2 Inventaires des amphibiens	14
4.3.3 Inventaires des poissons	15
4.3.4 Inventaires des Cistudes.....	15
4.3.5 Inventaires et co-occurrence.....	16
4.3.6 CMR d'écrevisses	17
4.4 Analyse de sédiments – recherche de métaux lourds.....	20
4.5 Suivis thermiques	21
4.6 Traitement statistique des données.....	21
4.6.1 CMR	21
4.6.2 Comparaison avec les données de 2014 à 2017.....	21
4.6.3 Présence/Absence.....	22
4.6.4 Co-occurrences.....	23
4.7 Protocole de désinfection	23
5. Résultats.....	24
5.1 Répartition spatiale des différentes espèces.....	24
5.1.1 Ecrevisse de Louisiane.....	24
5.1.2 Poissons.....	29
5.1.3 Amphibiens	31
5.1.4 Cistude d'Europe.....	33
5.2 CMR écrevisses de Louisiane	34
5.2.1 2018/2019	34
5.2.2 2019.....	35
5.2.3 Utilisation non statistique des données de captures	36
5.2.4 Comparaison avec les captures des années précédentes	38
5.3 Présence/Absence	45
5.3.1 Efficacité des méthodes d'inventaires	45
5.3.2 Influence des variables d'habitat sur la présence des espèces.....	46
5.4 Relations interspécifiques et co-occurrence.....	46

5.4.1	Observations directes.....	46
5.4.2	Co-occurrence	47
5.4.3	Evolution des herbiers de callitriches au fils des saisons	47
5.5	Recherche de métaux lourds	49
5.6	Suivis thermiques	50
6.	Des invasions biologiques au cas particulier de la PCC.....	50
7.	Bilan des investigations menées en 2018 et 2019	52
7.1	Ecrevisse de Louisiane	52
7.2	Poissons	53
7.3	Amphibiens.....	53
7.4	Cistude d'Europe	54
8.	Mesures de gestion envisagées et perspectives	56
8.1	Poissons	56
8.2	Amphibiens.....	56
8.3	Cistude d'Europe	57
8.1	Ecrevisse de Louisiane	57
9.	Références bibliographiques citées	59
10.	Annexes	62
10.1	Graphiques des distributions de tailles au sein des effectifs capturés de 2014 à 2017 62	
10.2	Tableau des individus recapturés et de leurs lieux de capture, taille et stade de maturité gonadique à chaque capture.....	62

Table des illustrations

Figures

Figure 1 : Observation d'une anguille en nocturne et séance de marquage des PCC avec des puces RFID.....	9
Figure 2 : Nasses "Trappy" et nasses noires utilisées dans cette étude pour la capture des PCC.....	11
Figure 3 : Prospection nocturne entre les mares 4 et 5 (© Pauline Deniset)	14
Figure 4 : nettoyage, désinfection et séchage d'une partie du matériel en fin de campagne de terrain	16
Figure 5 : relève des verveux, amont de la mare 2.....	18
Figure 6 : implantation schématique des verveux, noms et sens de capture	19
Figure 7 : mare Potamots souche	25
Figure 8 : Mare 6 en aout 2018	26
Figure 9 : illustrations graphiques des effectifs de PCC capturés par relève et par verveux..	27
Figure 10 : Proportion des effectifs capturés pour chaque verveux à chaque relève.....	27
Figure 11 : effectifs d'anguilles capturées dans chaque verveux à chaque relève.....	28
Figure 12 : Anguille dans les branches de saules.....	29
Figure 13 : Anguille ayant capturé un discoglosse sarde adulte.....	30
Figure 14 : Discoglosses sarde (à gauche) et grenouille de Berger (à droite), sur site.....	31
Figure 15 : Crapaud vert (à gauche) et Rainette sarde (à droite), sur site	32
Figure 16 : Discoglosses corses mâle (à gauche) et femelle (à droite), sur site	33
Figure 17 : implantation d'une puce RFID dans l'abdomen d'une PCC	34
Figure 18 : représentation graphique des estimations de tailles de population par CMR pour les trois périodes d'inventaire	35
Figure 19 : graphique des estimations d'effectifs 2019 de PCC par groupement de mares sur le Delta du Fangu.....	36
Figure 20 : mirage d'une PCC pour déterminer le stade de maturité des gonades.....	37
Figure 21 : graphique représentant les effectifs totaux de chaque longueur totale des PCC capturées en 2014-2015 et 2016 (4048 individus)	38
Figure 22 : graphique représentant les effectifs totaux de chaque longueur totale des PCC capturées en 2018 et 2019 (407 individus)	39
Figure 23 : graphiques des densités de chaque classe de taille (de 5mm) pour les captures de 2018 et 2019 (dans l'ordre des saisons et non des années ; aout 2018 étant à la fin)	39
Figure 24 : graphique des tailles moyennes hebdomadaires pour chaque année de capture	40
Figure 25 : graphiques des densités de chaque classe de taille (de 5mm) pour les captures de 2018 et 2019 triées par sexe (dans l'ordre des saisons et non des années ; aout 2018 étant à la fin) – les droites de couleurs matérialisent la limite de taille de la maturité sexuelle	42
Figure 26 : sex-ratios pour chaque semaine de capture de 2014 à 2019 pour tous les individus capturés.....	43
Figure 27 : sex-ratios pour chaque semaine de capture de 2014 à 2019 – individus pubères uniquement	43
Figure 28 : estimations d'effectifs par la méthode de De Lury sur les captures des années 2014 à 2017	45
Figure 29 : comparaison des herbiers de callitriches de la mare 2 entre aout 2018 (à gauche) et juin 2019 (à droite) ; vue de l'amont.....	47
Figure 30 : comparaison des herbiers de la mare Potamots-souches entre aout 2018 (à gauche) et juin 2019 (à droite) vus de l'amont.....	48
Figure 31 : détail de la mare Potamots-souches au mois de mai 2019 montrant bien la présence de callitriches <u>et</u> de potamots.....	49

Figure 32 : Aspects d'un même secteur au centre de l'aulnaie marécageuse, avant (07/05/2019) et après (09/05/2019) l'ouverture artificielle du cordon de galets littoral 56

Tableaux

Tableau 1 : périodes et caractéristiques des inventaires menés	10
Tableau 2 : temps passé sur le terrain par campagne et par structure, en jours ou nuits	10
Tableau 3 : Synthèse des méthodes utilisées et efficacité par groupe.....	11
Tableau 4 : grille d'évaluation « micropolluants minéraux sur sédiments » ; SEQ Eau V2 MEED et AERMC.....	20
Tableau 5 : répartition des échantillons au sein du delta	20
Tableau 6 : Espèces de poissons recensées, avec statuts de liste rouge UICN Monde et France métropolitaine	29
Tableau 7 : Synthèse des estimations d'effectifs 2019 de PCC par groupement de mares sur le Delta du Fangu	35
Tableau 8 : résumé de l'analyse des graphiques hebdomadaires des années 2014 à 2017 ..	40
Tableau 9 : résumé des analyses des graphiques hebdomadaires des captures d'individus pubères des années 2014 à 2017.....	44
Tableau 10 : résultats des analyses réalisées au LDA 26 sur les 6 échantillons du Fangu ; concentrations en mg/kg et couleur corrigée avec la limite de qualité	49
Tableau 11 : Dates d'introductions des trois principales espèces d'écrevisses d'origine américaine en Europe et en France, indication de la colonisation en 1995, 2001 et 2006 (d'après : Laurent, 1997 ; Holdich, 2002 ; Changeux, 2004 ; Collas et al., 2007)	51
Tableau 12 : histoires de capture des individus capturés au moins 2 fois et pour chaque capture leurs tailles et leur site de capture.....	76

Liste des abréviations (rapport et atlas cartographique)

- AFB = Agence Française pour la Biodiversité
- BI = Blocs (>25 cm)
- BV = Bassin Versant
- CCCB = Communauté de Commune Calvi Balagne
- CEN = Conservatoire des Espaces Naturels
- EEE = Espèce Exotique Envahissante
- G = Gravier (0,25 à 2,5 cm)
- GAM = *Gambusia affinis* (Gambusie)
- ONEMA = Office National de l'Eau et des Milieu Aquatiques
- PCC = *Procambarus clarkii* (Écrevisse de Louisiane)
- PG = Pierres-galets (2,5 à 25 cm)
- S = Sables (0,5 à 2,5 mm)
- TRF = *Salmo trutta fario* (Truite fario)

1. Contexte et objectifs

Le delta du Fangu est situé sur la côte nord-occidentale de la Corse, entre la baie de Calvi au nord et le golfe de Porto au sud. Malgré le terme de delta, il s'agit d'un estuaire classique. Exutoire d'un cours d'eau qui prend sa source dans l'étage montagnard et conserve un écoulement permanent uniquement dans sa partie la plus avale puisque la partie située entre la sortie des gorges et le marais est couramment en sous-écoulements. La présence d'un large cordon littoral (sables et galets) permet le maintien d'un système potamique (plan d'eau à écoulement lent) avec de nombreuses zones de marais. Le développement d'un important boisement hygrophile (ripisylve à aulnes, présence de saules) sur l'ensemble de cette zone humide lui confère son intérêt paysager et végétal majeur. La partie amont de la zone est occupée par des formations basses de type maquis non arboré et par des zones nues (galets) constituées par le lit majeur du fleuve, fréquemment soumis à de fortes crues (fiche ZNIEFF, DREAL Corse ; 2013).

Le delta du Fangu est l'un des deux sites où l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii* – PCC par la suite) est signalée en Corse. La première observation dans le delta du Fangu remonte à 2008 (P. Perret, CNRS cefe Montpellier), mais le signalement d'une population implantée a été effectué dans le cadre d'une étude menée sur la cistude d'Europe par le CEN en 2012 (Fleuriat & Bosc, 2013) et confirmée en 2013 (Hauteceur, 2013). L'origine de cette introduction n'est pas connue mais il est évident qu'elle est humaine et la piste aquariophile est la plus probable.

A partir de 2014, un protocole sur trois ans a été mis en place pour tenter de réguler l'espèce et évaluer son occupation du site (densité, déplacements...). Les captures ont été réalisées au moyen de 20 nasses maintenues en service sur toute la saison estivale (de mai à juillet) et, en 2017, les nasses ont été posées sur l'ensemble de l'année pour tenter de capturer des femelles grainées. Ces captures ont été réalisées uniquement sur 10 mares relativement pérennes et situées dans le secteur relativement accessible (cf. carte 1).

Entre 996 et 1630 PCC ont été capturées et détruites chaque année avec ce protocole. Soit 5319 PCC détruites en 4 ans.

Devant l'incertitude sur l'efficacité du protocole de capture et le manque de connaissances sur l'écologie de l'espèce dans le milieu particulier qu'est le delta du Fangu, il a été décidé de missionner (via une consultation publique) un bureau d'études pour réaliser cette expertise.

C'est dans ce cadre que nous sommes intervenus en constituant un groupement pluridisciplinaire afin de répondre au mieux à la demande de quantification des effectifs de PCC, d'estimation de son aire de répartition dans le delta du Fangu et ces possibles relations avec trois groupes zoologiques aquatiques, à savoir les tortues cistudes, les poissons et les amphibiens.

2. Description de l'écrevisse de Louisiane

Cette espèce a été largement décrite par le rapport de stage de J. Daydé en 2016 (Daydé, 2016) et ci-dessus. Il est également possible de consulter les fiches descriptives simplifiées (disponibles sur : <http://www.sauleseteaux.fr/>) et pour une introduction complète sur les invasions biologiques et plus particulièrement les écrevisses : <http://www.sauleseteaux.fr/docs/M%c3%a9moire%20st%c3%a9rilisation/>).

Il est néanmoins nécessaire de rappeler ou préciser certains points à partir des références citées plus haut (Arrignon, 1996), et de données personnelles non publiées.

Cette espèce d'écrevisses est la seule à avoir pu s'implanter sur tous les continents - à l'exception de l'Australie - du fait des transports liés aux activités humaines. Elle est connue pour ces multiples impacts sur la faune et la flore locale. Son activité fouisseuse est généralement très marquée, pouvant occasionner des ruptures de digues ou/et une bioturbation extrêmement importante. Son transport et donc sa détention sont interdits depuis la loi du 21 juillet 1983 et renforcé par le règlement européen relatif à la propagation des EEE (RÈGLEMENT_(UE)_N°_1143/2014, 2014).

Elle est extrêmement prolifique (50 à 750 œufs / reproduction) et peut se reproduire plusieurs fois par an sous nos latitudes. La durée d'incubation des œufs est courte (de l'ordre de 3 semaines)¹ mais fonction de la température. La densité peut couramment dépasser les 10 individus au mètre carré ;

Elle est de croissance rapide (55 à 80 mm en six mois) mais de longévité faible (3 à 5 ans selon la latitude et les auteurs). Ses populations peuvent donc présenter d'importantes variations interannuelles d'effectifs.

La femelle peut, suite à un accouplement, garder du sperme plus de deux mois avant de pondre, pouvant ainsi fonder une nouvelle colonie loin de tout mâle. Les déplacements peuvent être très importants : 16,4 km en 5 jours dans le delta du Guadalquivir.

Elle résiste à beaucoup de types de pollutions et aux assecs (par enfouissement dans la vase ou en creusant des terriers).

L'absence de saisonnalité pour la période de reproduction est un avantage majeur pour cette espèce, bien souvent au détriment des écosystèmes envahis. Cela complique d'autant plus la gestion et le suivi des populations de PCC. Cette espèce affectionnant plus les eaux chaudes et calmes, il est tout de même généralement moins observé de reproductions en hiver qu'en période estivale.

Les femelles portant leurs œufs sont généralement moins actives que celles ayant émancipé leurs juvéniles, ce qui les rend moins capturables lors d'opérations de suivi ou de destruction.

3. Zone d'étude

La zone d'étude est constituée du delta du Fangu dans sa partie avale donc relativement stable d'un point de vue morphologique, à l'exception du « bras vif » (cf. carte 1).

Les captures de PCC réalisées par la Communauté de Commune Calvi Balagne (CCCB) et ses partenaires de 2014 à 2017 s'effectuaient dans 10 mares ou complexes de mares relativement pérennes ; celles-ci ont été numérotées au départ des opérations de captures. Nous utiliserons donc cette référence pour nommer les sites et les connexions possibles.

La première campagne de terrain de l'été 2018 a permis de cartographier un certain nombre de bras en eau. En termes de fonctionnement hydraulique on peut remarquer des différences notables entre le secteur nord et le secteur sud : le premier est caractérisé par des bras multiples généralement issus de résurgences (plus ou moins actives à la période de l'inventaire) et qui confluent dans le chenal parallèle au front de mer. Quant au secteur sud il est plus caractérisé par des mares isolées ou tout au moins plus rarement connectées entre elles et dont l'exutoire est généralement le bras le plus vif du Fangu (mares 8 et 9). Les prospections de 2019 ont permis de constater que la mare 7 n'a pas vraiment d'exutoire et que la mare 7 bis conflue dans le chenal.

¹ https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/162668/tab/fiche - site consulté le 19/12/19

Les prospections de mai et juin 2019 ont montré que les linéaires en eau peuvent être beaucoup plus importants que ceux observés en août 2018. Bien évidemment ces niveaux sont fonction des niveaux d'eau de la nappe et du degré d'obstruction du grau ; la carte 1, illustre les principaux linéaires en eau et leurs parentés avec les mares où ont eu lieu les captures de 2014 à 2017.

Pour des raisons de clarté, seuls les bras principaux sont cartographiés.

4. Méthodes et protocoles d'étude

4.1 Grands types de protocoles

Deux grands types de protocoles permettent de caractériser des populations animales en milieu naturel :

- protocoles de « présence/absence », qui permettent de définir les aires de répartition, ou de protocoles d'estimation de densité ;
- protocoles dits de « capture-marquage-recapture » (ou CMR), qui sont généralement couplés à l'étude de la structure de la population en termes de sex-ratio et de répartition des tailles ou des âges.

Ces derniers consistent en la capture d'un certain nombre d'individus qui sont marqués (individuellement ou non selon les protocoles), puis relâchés dans le milieu et recapturés à des pas de temps variables selon les attentes (de 48 h à plusieurs années).

Les deux étant souvent complémentaires, ils ont tous deux été réalisés dans cette étude.



Figure 1 : Observation d'une anguille en nocturne et séance de marquage des PCC avec des puces RFID

4.2 Périodes d'inventaires

Trois campagnes d'une semaine de terrain ont eu lieu pour la réalisation de cette étude : une première entre fin juillet et début août 2018, une seconde début mai 2019 et la troisième début juin 2019.

La première ne concernait que les poissons et les PCC puisque la saison était trop avancée pour les amphibiens et le délai d'obtention des autorisations de manipulation des amphibiens et des cistudes était trop court (notification du marché le 26 juin 2018).

Le tableau 1 ci-dessous récapitule les protocoles mis en place au cours des trois semaines d'inventaire ; ces protocoles sont détaillés dans la suite du chapitre.

Tableau 1 : périodes et caractéristiques des inventaires menés

	Dates	Protocoles écrevisses	Protocoles autres groupes
Campagne 1	30 juil. – 4 août 2018	Caractérisation des linéaires en eau et de l'aire de répartition / captures (4 nuits) par nasses pour CMR	Poissons : test d'efficacité pêche électrique et aires de répartition en nocturne
Campagne 2	Du 7 au 12 mai 2019	Caractérisation des linéaires en eau et de l'aire de répartition / captures (6 nuits) par nasses pour CMR	Captures cistudes (partie sud), prospections amphibiens et pêches électriques
Cloisonnement mares 2 et 3	Du 12 mai au 3 juin 2019	Mise en place de deux verveux à chaque extrémité des mares 2-3 pour empêcher les PCC de sortir ou de rentrer ; relève tous les 2-3 jours par Pauline Deniset (animatrice Natura 2000)	
Campagne 3	Du 4 au 9 juin 2019	Protocole co-occurrence et P/A sur 33 tronçons / captures (5 nuits) par nasses pour CMR	Captures cistudes (partie nord), prospections amphibiens et pêches électriques en mares 2-3

Le tableau 2 récapitule le temps passé sur le terrain pour chaque structure et par campagne d'inventaire de terrain.

Tableau 2 : temps passé sur le terrain par campagne et par structure, en jours ou nuits

	Saules et Eaux	Alcedo	Ardech'eau	Statipop
Campagne 1	5	0	6	0
Campagne 2	6	5	7	5
Campagne 3	5,5	4,5	4,5	5
Total	16,5	9,5	17,5	10
Prévus au devis	15	8	15,5	8

4.3 Méthodes d'échantillonnage

Du fait de la pluralité des groupes étudiés nous avons eu recours à plusieurs méthodes d'échantillonnage, certaines sont spécifiques à un groupe (pêche électrique pour les poissons) ou généralistes. L'ensemble des méthodes utilisées est présenté ci-après dans un tableau de synthèse (tableau 3) puis détaillé méthode par méthode.

Tableau 3 : Synthèse des méthodes utilisées et efficacité par groupe

Méthodes	Prospections nocturnes	Nasses + verveux « cistudes »	Nasses écrevisses	Pêches électriques
Caractéristiques	Utilisable en Présence/Absence et co-occurrence	Effort standardisé utilisable en Présence/Absence et co-occurrence et CMR	Effort standardisé utilisable en Présence/Absence et co-occurrence et CMR	Effort standardisé utilisable en Présence/Absence et co-occurrence
Ecrevisses	+++	++	++	+
Poissons	+++	+	-	+++
Amphibiens	+++	+	+	-
Tortues	-	+++	0	0



Figure 2 : Nasses "Trappy" et nasses noires utilisées dans cette étude pour la capture des PCC

4.3.1 Inventaires et étude de répartition

Les prospections visuelles (diurnes ou nocturnes) permettent de détecter la plupart des espèces facilement, en fonction de leur écologie. Cette détection, simple et à moindre dérangement, est utilisable dans les protocoles de présence/absence (P/A) et de co-occurrence qui ne permettent pas d'estimations d'effectifs mais des taux de détection et d'occupation lorsqu'au minimum deux passages sont réalisés. Toutes les espèces ciblées par la présente étude se détectent très bien en prospection nocturne, à l'exception des cistudes. Différentes méthodes sont applicables en fonction des espèces concernées.

4.3.1.1 Inventaires des écrevisses

4.3.1.1.1 Captures réalisées depuis 2014

Les captures menées depuis 2014 par la CCCB et ses partenaires dans le cadre de l'action I.A.7 du plan de gestion de l'embouchure du Fangu ont été réalisées au moyen de nasses à crevettes cylindriques de 67 cm de long par 39 cm de Ø constituées par du grillage plastique à mailles de 9 mm et pourvues de deux entrées. Par la suite ces nasses ont été nommées « nasses noires » (cf. figure 3). Lors de ces captures toutes les PCC capturées ont été mesurées, pesées et sexées et détruites.

Afin de pouvoir comparer les captures réalisées antérieurement, à cette étude, il a été effectué la même pose de piège, à savoir deux nasses par mare sur les mares identifiées. Devant le très faible effectif de PCC capturées dans la mare 10 en 2018 (4), les nasses de cette mare ont été posées dans la mare « potamots-souches » découverte lors des prospections de 2018 et située à l'est de la mare 7 (cf. carte 1).

4.3.1.1.2 Prospections nocturnes réalisées dans cette étude

Des prospections nocturnes ont été réalisées sur l'ensemble du linéaire de l'aval vers l'amont pour les zones de cours d'eau et de façon logique (en termes de temps de parcours) pour les pièces d'eau. L'intervention a consisté en la recherche d'individus ou signes de présence pour les PCC (mues, pinces, caches nettoyées, terriers, traces de passage...).

Cette recherche a été facilitée par les outils (phares puissants et aquascopes) développés spécialement pour les prospections écrevisses.

- Les phares présentent une puissance suffisante pour éclairer le fond de l'eau avec une luminosité supérieure à celle du jour, ce qui met en évidence le moindre indice de présence.
- Les aquascopes sont constitués d'un tube de 75 mm de Ø et de 1 m de long que l'on peut introduire entre les herbes jusqu'au contact de l'eau et qui présente un éclairage par leds intégrées. Ce type d'aquascope permet aussi de se rapprocher du fond en cas de turbidité importante.

Normalement, afin de garantir des résultats fiables, une absence de « coups d'eau » dans la semaine précédant les inventaires est nécessaire, pour ne pas « perdre » des indices de présence et laisser aux écrevisses le temps d'en laisser de nouveaux. Cette condition a été respectée sur la première et la dernière campagne. Sur la campagne de mai 2019, les niveaux étaient en cours de stabilisation, les prospections ont donc principalement porté sur la recherche d'individus en activité.

Les limites de populations sont définies par l'absence d'individus en observation directe (2 passages) et par la pose de nasses sur minimum 3 nuits consécutives si l'opération est réalisable. En aucun cas il n'a été conclu à une absence totale d'écrevisses en cas de non-

observation, car il n'existe aucune technique d'inventaire qui permette de conclure à une telle absence, d'où l'intérêt d'une recherche des indices de présence, qui permet de s'affranchir, au moins partiellement, du biais de détection causé par la « volonté d'activité » des écrevisses.

Au cours des prospections, l'habitat physique a été caractérisé pour permettre de classer les tronçons de cours d'eau ou les mares morphologiquement homogènes, en vue de leur comparaison entre les zones où les PCC étaient détectées ou non. Dans ce but, nous avons estimé la nature et la quantité de caches disponibles pour les écrevisses. Nous avons décrit la morphologie des milieux, les supports dominants ainsi que la vitesse de courant et la hauteur d'eau à partir d'observations directes. Du fait de l'omniprésence de l'écrevisse de Louisiane, cette caractérisation n'a été effectuée qu'en période estivale lors de la première semaine de terrain début août 2018 et sur les tronçons prospectés en co-occurrence en juin 2019. Le but de cette prise d'information fut de voir si des variables environnementales influençaient la présence de telle ou telle espèce ou/et si la présence d'une espèce influençait la présence d'une autre.

Lors de la première campagne de terrain les investigations ont été menées aux abords immédiats des mares pérennes et sur les émissaires encore en eau de ces mares, à savoir les exutoires des mares 6, 5 et 3. Ce dernier secteur nous a conduit à l'identification d'une multitude de bras en eau dans l'aulnaie marécageuse. Il a également été prospecté le chenal et le lit vif en canoë du fait de la profondeur. Une partie du chenal a également été prospectée en Palmes-Masque-Tuba (PMT), afin d'assurer une bonne observation des rives profondes et verticales.

Lors de la seconde campagne de terrain, les niveaux d'eau étaient particulièrement hauts, interdisant l'accès à toute l'aulnaie marécageuse et à beaucoup de milieux périphériques au chenal. Par contre, de nombreux bras en eau étaient identifiables et prospectables dans la plaine (zone pâturée) et aux alentours des mares 7, 8 et 9.

En juin (dernière campagne de terrain), les niveaux étaient sérieusement redescendus et pratiquement toute la zone était accessible, avec toutefois d'importantes variations au cours de la semaine d'inventaire. ©

La carte 1 présente les principaux linéaires et les zones plus ponctuelles (mares) prospectés en nocturne au cours de l'étude. La carte 2, illustre la pression d'inventaire sur la zone d'étude au cours de tous les inventaires cumulés. Chaque type d'inventaire sera détaillé dans la partie résultats avec des cartes spécifiques.



Figure 3 : Prospection nocturne entre les mares 4 et 5 (© Pauline Deniset)

4.3.2 Inventaires des amphibiens

La zone d'étude correspond au périmètre de la ZNIEFF du Delta du Fangu, délimitée par le pont des Cinq Arcades à l'amont, le cordon de galets littoral à l'aval, et le pied des collines bordant le lit majeur.

Afin de réaliser des cartographies des points de contact et des habitats d'espèces, l'inventaire des espèces a été mené le long d'itinéraires-échantillons, établis pour parcourir la totalité des habitats d'espèces potentiels présents dans la zone d'étude, le plus souvent en nocturne.

Il a visé les objectifs suivants :

- identifier les espèces d'amphibiens fréquentant la zone d'étude, et localiser notamment les sites de reproduction avérée, par la présence d'œufs ou de larves ;
- préciser les phases du cycle biologique lors desquelles la zone d'étude est fréquentée ;
- identifier, dans la zone d'étude, les habitats (*habitats ponctuels et/ou type d'habitats naturels*) favorables à la réalisation de chacune de ces phases.

Les espèces observées ont été précisément localisées à l'aide d'un GPS et dénombrées.

Elles ont été détectées :

- directement, à la vue au moyen d'un phare et d'une lampe frontale la nuit) et à l'écoute des signaux sonores (grenouille de Berger, rainette sarde, crapaud vert) ;
- ou indirectement par capture, soit à l'épuisette soit dans les nasses.

Les têtards ont été recherchés de manière standardisée, à l'épuisette de type pisciculture à maille fine, le long de deux itinéraires par pièces d'eau, de la berge vers le centre, en donnant des coups d'épuisette successifs à 1 m d'intervalle.

Nous avons déterminé les espèces de discoglosses d'après la morphologie (habitus, coloration...) des adultes et celle des têtards.

Nous n'avons pas pu estimer les probabilités de détection et d'occupation des espèces d'amphibiens à l'échelle de tous les sites potentiels de reproduction du périmètre d'étude. En

effet, nous avons rencontré une limite méthodologique importante dans la diversité des types d'habitats aquatiques d'espèces (structure, dimensions, accessibilité, abondance), qui rendu relativement illusoire la mise en œuvre une méthode d'échantillonnage standard homogène.

4.3.3 Inventaires des poissons

Outre les captures anecdotiques de poissons dans les nasses à écrevisses ou à cistudes et dans les verveux à cistudes, deux méthodes d'inventaires ont été utilisées pour ce groupe.

4.3.3.1.1 Prospections nocturnes

Tous les poissons observés en prospections nocturnes ont été pointés individuellement au GPS ou par tronçon lorsque les densités étaient élevées ou que l'observation de l'espèce était récurrente sur un même tronçon (gambusies et anguilles). La prospection nocturne présente deux avantages majeurs pour ce groupe : de grands linéaires sont parcourus avec cette méthode pour les écrevisses ; il y a donc optimisation du temps de terrain et les poissons, très détectables car actifs la nuit.

4.3.3.1.2 Pêche électrique

La pêche à l'électricité consiste à soumettre les poissons à un courant électrique de faible intensité créé par un groupe électrogène (appareil fixe) ou un appareil portatif alimenté par une batterie 12v. Le courant est établi entre une électrode fixe (cathode) placée dans l'eau et une électrode mobile (anode) placée à l'extrémité d'une perche manipulée par un opérateur, ce qui permet de balayer l'ensemble de la station. Les poissons, attirés par le champ électrique qui les force à nager vers l'anode, peuvent facilement être récupérés à l'aide d'épuisettes.

L'approche ichtyologique pressentie ici est basée sur un protocole spécifique aux "grands milieux", mis au point par le CSP en 2004 pour harmoniser les méthodologies d'échantillonnage au niveau européen. Ce protocole consiste à réaliser une pêche dite « partielle », en bateau, reposant sur des Echantillons Ponctuels d'Abondance (EPA) répartis aléatoirement sur le milieu à inventorier.

Étant donné l'hétérogénéité du delta, ce protocole nous semblait le plus adapté, il pouvait être réalisé en bateau dans les zones profondes ou à pied dans les mares.

Trois campagnes d'échantillonnage par pêche électrique ont eu lieu :

- Test de détection dans les mares et le lit vif en août 2018 avec le matériel portatif électrique (Martin pêcheur) ;
- Test d'EPA dans le chenal en mai 2019 avec le FEG 8000 ;
- Test de recapture dans l'isolat des mares 2 et 3 avec le matériel portatif thermique FEG 1500 en juin 2019.

4.3.4 Inventaires des Cistudes

Deux sessions de piégeage ont été réalisées sur le site en mai et juin 2019, à l'aide de nasses cylindriques et de verveux. Le suivi de population par CMR n'ayant pas été validé par le CSRPN, le piégeage s'est restreint à des objectifs d'inventaires. Un précédent suivi, réalisé en 2012 par le CEN Corse ayant mis en évidence un défaut potentiel de juvéniles dans la population (Fleuriau & Bosc, 2013), cet inventaire s'est focalisé sur les habitats potentiels à juvéniles, soit les zones aquatiques annexes hors delta et Fangu comme les mares forestières, les mares prairiales, les différents ruisseaux et exutoires (cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Au total, 92 nasses et quatre verveux ont été positionnées au sud – sud-est du marais en mai 2019 durant trois nuits-pièges et 97 nasses et huit verveux en juin 2019 plus au nord - nord-ouest du marais (cf. carte 3), pour un effort total de plus de 600 nuits-pièges sur le site.



Figure 4 : nettoyage, désinfection et séchage d'une partie du matériel en fin de campagne de terrain

Les nasses sont appâtées et positionnées dans les milieux fermés de type mares, tandis que les verveux sont positionnés dans les milieux linéaires. Le delta de par sa profondeur, sa largeur et sa fréquentation (activité touristique de balade en kayak) n'a pas pu faire l'objet de piégeage.

Toutes les cistudes capturées ont été âgées, sexées et marquées par encoches sur les écailles marginales, afin d'être individualisées (code utilisé par le CEN Corse), avant d'être relâchées immédiatement sur place. Au mois de juin, les femelles étaient palpées afin d'identifier ou non la présence d'œufs.

4.3.5 Inventaires et co-occurrence

Dans le but d'appliquer des traitements de données en co-occurrence et Présence/Absence, 33 tronçons de 20 mètres ont été prospectés deux fois à 24 à 48 h d'intervalle lors de la session de juin 2019. Parmi ces tronçons, 17 ont aussi fait l'objet de pose de nasses à cistudes (entre 1 et 6 par tronçon, moyenne de 2, pose de 4 jours complets), afin de comparer les taux de détection des nasses et de la prospection nocturne.

Les prospections nocturnes ont été réalisées du 4 au 7 juin sur les débuts de nuits principalement (en général avant 2 h du matin) toujours par les mêmes opérateurs, à la

recherche d'individus d'espèce de tous les groupes étudiés, afin de définir de possibles interactions entre les groupes ou certaines espèces.

La **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente le positionnement des tronçons de co-occurrence au sein de la zone d'étude.

4.3.6 CMR d'écrevisses

Les captures ont eu lieu de nuit, au moyen de nasses, sur au minimum quatre nuits par campagne (cf. tableau 3 ci-dessous). Les sujets capturés ont été mesurés et sexés puis marqués à l'aide d'une puce RFID implantée dans l'abdomen. Ce protocole de marquage a été mis en place dans le Parc National des Cévennes de 2009 à 2014 sur l'écrevisse de Californie par Théo Duperray (cf. <http://www.sauleseteaux.fr/docs/M%c3%a9moire%20st%c3%a9rilisation/>).

Le marquage par puces RFID présente l'avantage de résister aux mues et donc d'être effectif dès la pose (possible à partir de 65 mm de longueur totale) et jusqu'à la mort de l'individu. Cela permet la conduite de programmes pluriannuels et, selon le nombre de recaptures, d'avoir des estimations de croissance et de déplacements au sein de la zone d'étude.

Tous les individus sont relâchés à moins de 10 mètres de leur lieu de capture (capture, mesure et marquage étant réalisés sur des sous-ensembles d'environ 10 m ou par mare).

Comme dans le protocole de capture mené depuis 2014, il a été posé deux nasses noires par mare dans les mêmes mares. Afin de renforcer la pression de capture, nous avons mis en place 11 nasses « Trappy » qui nous appartiennent. Ces nasses produites en Ecosse sont bien faites pour les écrevisses mais elles ont le désavantage d'avoir des mailles assez grosses ; elles ne permettent donc que la capture d'individus de plus de 75 mm. Les nasses utilisées pour les cistudes permettent également de capturer des écrevisses ; ces captures ont aussi été prises en compte pour le protocole CMR lorsqu'il s'agissait des mares numérotées.

En dehors des zones d'application des CMR, toutes les PCC capturées ont été passées au lecteur de puces dans l'éventualité de mettre en évidence des déplacements hors zone CMR. Elles ont ensuite été sacrifiées.

Afin de standardiser les captures pour le protocole CMR, les poses de nasses ont été réalisées selon le plan suivant :

Tableau 3 : plan de pose des pièges pour les CMR écrevisses (cf. carte 5)

	Nasses noires	Nasses à cistudes	Trappy
Campagne 1 : Pose sur 4 nuits	2 par mare (2, 3, 6, 7, 9, 10 et 2 mares en AV de la 9	Néant	1 à 2 par mare 6 au total
Campagne 2 : Pose sur 6 nuits grâce à la pose par Pauline Deniset la veille	2 par mare	Secteur sud	11 dans l'ensemble 2-3
	(2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et Potamots-souche)		
Campagne 3 : Pose sur 5 nuits	2 par mare	3 par mare	11 dans l'ensemble 2-3
	(2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et Potamots-souche)		

En l'absence de possibilités de cloisonner des mares, il a été fait le choix de laisser les verveux à cistudes, posés en amont de la mare 2 et en aval de la mare 3, entre les deux campagnes

de terrain de 2019, pour évaluer les mouvements des différentes espèces suivies et rendre ce milieu clos pour les CMR écrevisses. En effet, il a été pressenti des difficultés de traitement de données en milieux ouverts. Les verveux ont été laissés le temps de la pêche électrique du 8 juin.

Pauline Deniset en a assuré les relèves trois fois par semaine entre le 12 mai et le 3 juin.

Les relèves consistaient à vider les verveux et à remettre les PCC voulant sortir de la zone « close » dans la zone et à détruire celles voulant y rentrer. Dans les deux cas, les PCC étaient dénombrées et passées au lecteur pour vérifier la présence de puces RFID. Le traitement de ces données est présenté au 5.1.1.2. Pour les autres groupes d'espèces (poissons, amphibiens, tortues) les individus étaient dénombrés et relâchés dans le sens de leur capture : c'est-à-dire que les individus voulant rentrer étaient relâchés dans l'ensemble de mares et ceux voulant sortir étaient relâchés à l'extérieur. Schématiquement, il y avait un verveux capturant les individus voulant sortir de la zone à l'amont, et un autre à l'aval ; en parallèle il y avait la même chose pour les individus voulant entrer dans la zone comme l'illustre le schéma de la Figure 6 et la photo de la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

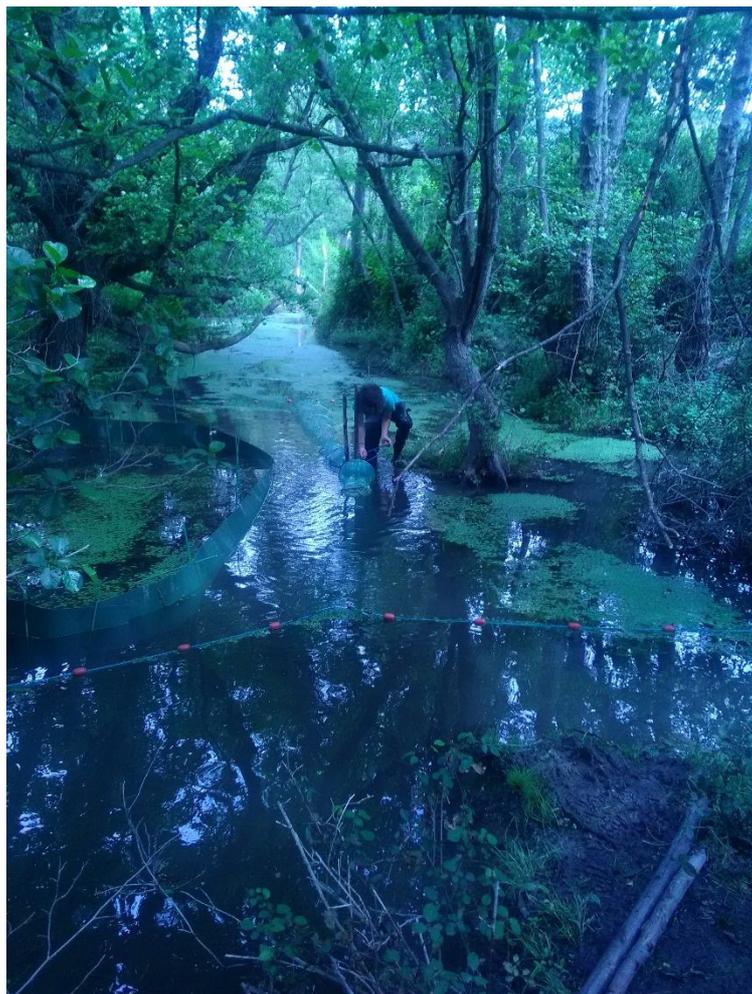


Figure 5 : relève des verveux, amont de la mare 2

Verveux mares 2 et 3

ETUDE DE L'ECREVISSE DE LOUISIANE DANS LE DELTA DU FANGU

Caractérisation de la
population en place et
relations interspécifiques



Logiciel utilisé : Quantum GIS 2.14.15
Projection : Lambert 93
Fond : orthophoto

Sources :
Points et tracés : Saules et Eaux /
Ardech'eau / Alcedo / Statipop / CCCB

Réalisation :
Saules et Eaux 2019

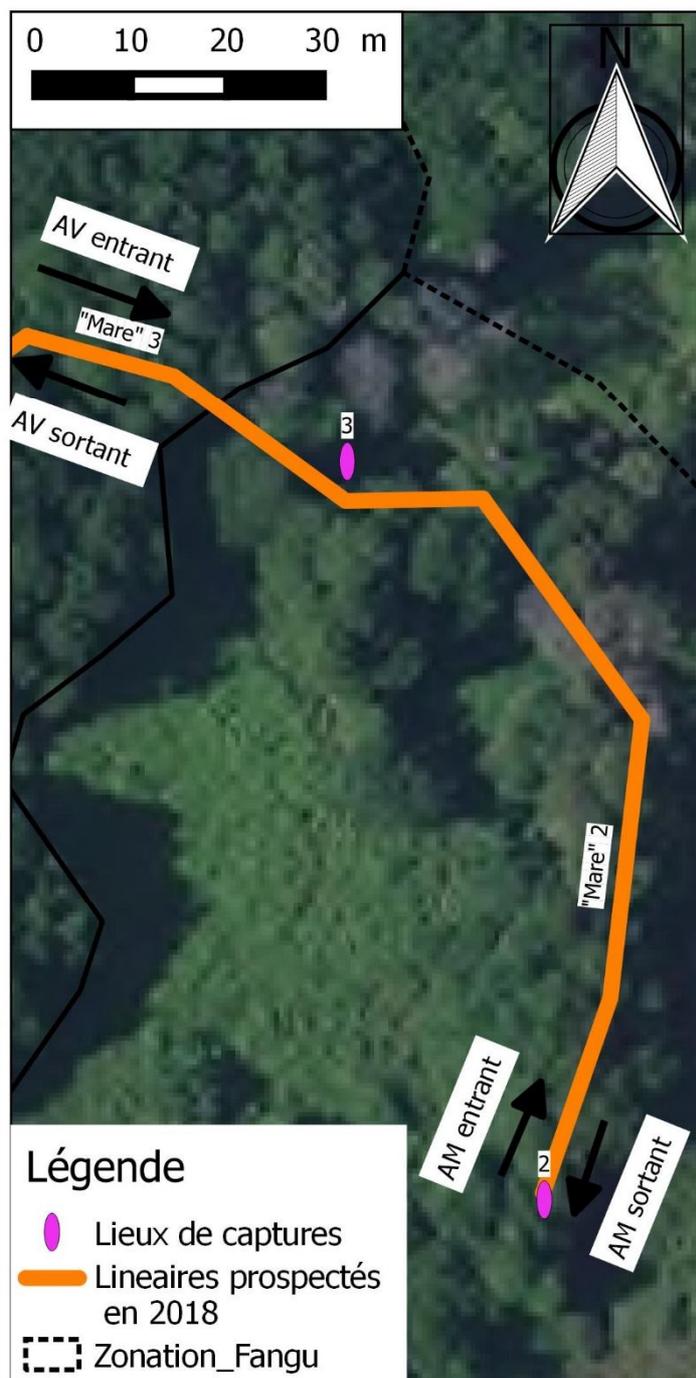


Figure 6 : implantation schématique des verveux, noms et sens de capture

Lors des campagnes de captures de 2019 tous les individus ont fait l'objet d'une observation visuelle par transparence (« mirage ») au travers de la membrane intersegmentaire (entre le céphalothorax et l'abdomen) pour évaluer s'ils étaient proches de la période de reproduction. En effet il est possible de cette manière de voir les canaux déférents des mâles s'ils sont chargés de spermés, ce qui intervient peu avant les accouplements. De même chez les femelles, on observe aisément la taille et la couleur des ovocytes dans les ovaires, plus ils sont gros et sombres et plus la femelle est proche de la date de ponte.

4.4 Analyse de sédiments – recherche de métaux lourds

Il a été demandé lors de cette étude, une recherche de métaux lourds pour rechercher un éventuel impact de l'activité chasse sur le marais. Nous avons fait le choix de faire cette recherche dans les sédiments (cf. proposition technique et financière). Les prélèvements ont été réalisés lors de la campagne de juin et analysés par le Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme (LDA 26).

La qualité des prélèvements sera évaluée selon le SEQ Eau V2 MEED et AERMC : Synthèse d'évaluation de la qualité des cours d'eau dans le bassin Corse.

Tableau 4 : grille d'évaluation « micropolluants minéraux sur sédiments » ; SEQ Eau V2 MEED et AERMC

<i>Classe de qualité</i> →	<i>Bleu</i>	<i>Vert</i>	<i>Jaune</i>	<i>Orange</i>	<i>Rouge</i>
<i>Indice de qualité</i> →	80	60	40	20	
MICROPOLLUANTS MINERAUX SUR SEDIMENTS (unité : µg/g = mg/kg)					
Arsenic (µg/g)	1	9,8	33		
Cadmium (µg/g)	0,1	1	5		
Chrome total (µg/g)	4,3	43	110		
Cuivre (µg/g)	3,1	31	140		
Mercure (µg/g)	0,02	0,2	1		
Nickel (µg/g)	2,2	22	48		
Plomb (µg/g)	3,5	35	120		
Zinc (µg/g)	12	120	460		

Les 6 échantillons analysés ont été prélevés selon la répartition suivante au sein du delta ; la représentation cartographique de ces prélèvements est illustrée sur la Carte 6.

Tableau 5 : répartition des échantillons au sein du delta

Echantillon 1	Milieu de la mare 5
Echantillon 2	80 m en aval de la mare 3
Echantillon 3	Passage des vaches dans la mare 6
Echantillon 4	50m en aval d'un affût comportant 2 chaises
Echantillon 5	Dans le tiers aval de la mare 7
Echantillon 6	Mare 8

4.5 Suivis thermiques

Du fait de l'absence de données sur la période de reproduction des PCC dans le delta du Fangu et des observations de début août 2018 qui laissent à penser que l'on pourrait avoir une certaine contrainte thermique et hydrologique influençant la reproduction, nous avons proposé le placement de sondes d'enregistrement de la température à différents endroits sur le delta. Les points ont été choisis en fonction de l'accessibilité et des caractéristiques des milieux (contrastes thermiques évidents, présence / absence d'observation de PCC...).

Nous avons mobilisé huit sondes hobbo® pour ce suivi optionnel proposé en cours d'étude.

Les milieux retenus sont les suivants (cf. Carte 6):

- Pose de sonde le 29/11/18 : Mares Potamots-souches, 9, 7, entre 2 et 3 ; résurgence alimentant la mare 2 et bras vif ;
- Pose du 19/12/18 : deux sondes dans le chenal, une à 20 cm du fond et l'autre à 20 cm de la surface.

Du fait de la décision de mise en place de ce protocole supplémentaire après la phase terrain de 2018 et vu l'éloignement du site par rapport à nos locaux, les sondes ont été aimablement posées et relevées par Pauline Deniset.

4.6 Traitement statistique des données

4.6.1 *CMR*

Les données de Capture-Marquage-Recapture Ecrevisses ont été analysées selon des Modèles dits de "Robust-design Pradel Survival and Seniority" (Pradel 1996, Pradel *et al.* 2009), ajustés à l'aide du logiciel MARK (White & Burnham 1999) et comparés entre eux selon le critère d'Aikake (AIC) (Burnham & Anderson, 2002). Ces modèles, pour lesquels les périodes secondaires (sessions intra-annuelles ou intra-mensuelles) sont considérées fermées, sans entrées ni sorties dans la population et les périodes inter-annuelles ou inter-mensuelles dites primaires, sont considérées ouvertes, permettent de modéliser la survie apparente, le taux de recrutement et d'estimer les effectifs d'une population.

18 modèles Robust-design ont été ajustés sur l'ensemble des données 2018-2019 pour calculer des survies et taux de recrutement annuels, puis 8 modèles par groupement géographique de mares sur 2019 uniquement afin d'étudier la répartition des densités d'écrevisses sur les parties piégées. Lorsque plusieurs modèles étaient équivalents ($\Delta AICc < 2$), le poids d'AIC et une procédure de « model averaging » (moyenne des estimations des modèles pondérées par la pertinence relative des modèles) ont été utilisés afin d'obtenir les estimés moyens (Burnham & Anderson, 2002). Toutes les estimations sont présentées \pm leur intervalle de confiance à 95%.

4.6.2 *Comparaison avec les données de 2014 à 2017*

En raison de la destruction systématique des PCC capturées lors des campagnes de piégeage des mois de mai, juin et juillet des années 2014 à 2017, il est impossible d'appliquer des estimations de tailles de population par CMR. Les comparaisons seront donc de deux ordres :

- estimation des effectifs par des méthodes dites par « enlèvements successifs » ;
- comparaison de la structure de la population à l'échelle des semaines de captures.

En effet, les variations de tailles ou/et de sexe des individus en activité peuvent illustrer certaines phases du cycle biologique comme des périodes d'accouplement ou d'incubation des œufs. Ces variations pouvant être très brèves dans le temps, des analyses comme celles réalisées lors du stage de M. Daydé (Daydé, 2016) ne permettent pas de les mettre en évidence. De plus, lors des campagnes de captures de 2019, il a été procédé à la recherche de la maturité des gonades des PCC capturées ; cela permet de définir la taille de maturité sexuelle théorique de manière à déterminer le sex-ratio des individus pubères.

Les estimations d'effectifs à partir de méthodes « par enlèvements successifs » sont de deux ordres :

- soit elles posent la condition que les effectifs capturés au second passage sont largement inférieurs aux effectifs du premier passage (méthode de De Lury – en deux passages) ;
- soit il faut réaliser au minimum un troisième passage et dans ce cas les formules sont plus complexes à mettre en œuvre. Sachant que pour que ce soit applicable il est nécessaire de prendre des passages successifs.

Par défaut et pour simplifier la procédure, il a été comparé les effectifs de chaque passage à ceux du passage précédent. Lorsque la condition de régression était remplie, il a été appliqué la formule de De Lury (De Lury, 1947). Ensuite, il n'a été conservé que les valeurs pour lesquelles l'intervalle de confiance était inférieur à 35% de l'effectif estimé.

Pour comparer les structures de tailles des effectifs capturés chaque semaine, les calculs ont été effectués sous R de manière à produire des graphiques standardisés. Pour pouvoir comparer des périodes avec des effectifs très différents les graphiques sont réalisés en « densité de chaque classe de taille » au sein de l'effectif de la période considérée.

4.6.3 Présence/Absence

Les données de Présence/Absence ont été modélisées à l'aide de Modèles d'occupation à saison simple (MacKenzie et al., 2002, 2006), ajustés grâce au package "unmarked" dans R (R Development Core Team, 2011) et comparés entre eux selon le critère d'Aikaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2002). Ils permettent non seulement l'estimation de la probabilité de détection mais également l'estimation de la probabilité d'occupation d'une espèce sur le site.

Deux types de données ont été analysées.

1/ Les données issues de trois sessions réalisées sur 17 sites, selon deux méthodes de détection différentes, visuelle pour les deux premières et avec nasses pour la dernière, ont été modélisées afin d'estimer les probabilités de détection de chaque méthode. Trois modèles ont été comparés pour ces estimations :

- la probabilité de détection constante peu importe les méthodes ($p(.)$) ;
- la probabilité dépendante des méthodes utilisées ($p(\text{method})$) ;
- ou la probabilité différente à chaque session ($p(t)$).

2/ Les données issues de deux sessions réalisées sur 33 sites ont été modélisées afin de définir l'influence de certaines variables d'habitats sur la présence de chaque espèce. L'effet de l'heure de passage (H) et de la quantité de végétation aquatique (veget) a ainsi été testé sur la probabilité de détection. L'effet de l'ensemble des variables mesurées sur chaque tronçon, à savoir la profondeur (prof), la largeur du tronçon (larg), l'ombrage (faible, moyen ou fort) (omb), la nature du substrat (minéral, sédiments fins ou débris végétaux) (sub), le pourcentage de recouvrement par les herbiers (herb), la vitesse d'écoulement (vit) et la nature

des caches disponibles (végétation, bois, vase...) (cach), sans oublier pour chaque paramètre, le paramètre constant (.), ont été testées sur la probabilité d'occupation.

Toutes les variables numériques ont été centrées réduites avant analyse. Un total de 24 modèles a été ajusté pour chaque espèce.

Toutes les estimations sont présentées avec leur intervalle de confiance à 95%.

4.6.4 Co-occurrences

Les données de co-occurrence ont été modélisées selon des modèles de co-occurrence à saison simple (MacKenzie et al., 2004) et ajustés au sein du programme PRESENCE (Hines, 2006, version 11.6) et comparés entre eux selon le critère d'Aikaike (AIC) (Burnham & Anderson, 2002), afin d'examiner les interactions entre les espèces (influence de la présence de l'écrevisse ou de l'anguille sur les différentes espèces d'amphibiens et de la présence de l'anguille sur l'écrevisse).

Huit modèles ont été ajustés par interaction potentielle. Ces modèles, sur des paramètres constants, permettent de tester diverses hypothèses :

- 1- est-ce que la probabilité d'occupation de l'espèce subordonnée dépend de la présence de l'espèce dominante ($\psi_{iBA} \neq$ ou $= \psi_{iBa}$) ?
- 2- est-ce que la détection de l'espèce dominante est influencée par la présence de l'espèce subordonnée ($p_{A\neq}$ ou $=r_A$) ?
- 3- est-ce que la détection de l'espèce subordonnée dépend de la présence de l'espèce dominante (p_{\neq} ou $=r_{BA}$) ?
- 4- est-ce que la détection de l'espèce subordonnées dépend de la détection de l'espèce dominante lorsque les deux espèces sont présentes ($r_{BA\neq}$ ou $= r_{Ba}$) ?

4.7 Protocole de désinfection

Un protocole très strict de désinfection est systématiquement appliqué lors des investigations de terrain. Le but étant d'éviter la propagation d'agents pathogènes tels que la **peste de l'écrevisse** (aphanomyose), qui est l'une des principales causes du déclin de l'écrevisse à pattes blanches. Ce protocole vise également à éviter la propagation de la Chytridiomycose, maladie émergente suspectée de contribuer au déclin des amphibiens à l'échelle mondiale.

Les principaux points de ce protocole sont les suivants:

- Avant chaque intervention sur le terrain, tout le matériel utilisé (bottes, cuissardes...) est soigneusement et systématiquement désinfecté par pulvérisation d'une solution de Désogerme Microchoc (sans formol). La désinfection des mains et petits accessoires (appareil photo, GPS, stylo, frontale...) est effectuée avec un gel hydroalcoolique.
- Le matériel est entièrement désinfecté après tout passage dans un secteur où la présence d'écrevisses allochtones est avérée ou suspectée.
- L'utilisation de waders en **néoprène et semelles en feutre est proscrite** (désinfection complète quasiment impossible). Si toutefois une personne souhaitant nous accompagner ne peut pas faire autrement, ce matériel est désinfecté par trempage dans un fût de solution désinfectante. Nous imposons, dans la mesure du possible, l'utilisation de cuissardes ou waders en **caoutchouc**.
- La désinfection est réalisée le **plus loin possible** des zones en eau ou humides

- Le matériel **doit avoir séché ou être rincé** avant d'intervenir (une petite bassine préalablement désinfectée et rincée, stockée dans un sac plastique neuf est utilisée pour puiser de l'eau).

5. Résultats

5.1 Répartition spatiale des différentes espèces

5.1.1 *Ecrevisse de Louisiane*

5.1.1.1 Variations temporelles de la répartition

5.1.1.1.1 Aout 2018

En termes de fonctionnement hydraulique, on peut remarquer des différences notables entre le secteur nord et le secteur sud : le premier est caractérisé par des bras multiples généralement issus de résurgences (plus ou moins actives à la période de l'inventaire) et qui confluent dans le chenal (parallèle au front de mer). Quant au secteur sud, il est plus caractérisé par des mares isolées ou tout au moins plus rarement connectées entre elles, et dont l'exutoire est généralement le bras le plus vif du Fangu. Cela est bien évidemment basé sur les observations de l'été 2018, donc en période de « basses eaux ».

Visuellement aucun impact majeur de la population de PCC n'a été constaté, que ce soit sur les berges, la végétation aquatique ou les peuplements piscicoles - sachant qu'en raison de la très forte abondance de gambusies et de têtards ainsi que de la variation des niveaux d'eau il est particulièrement difficile d'appréhender ces aspects.

Visuellement également, il n'a pas été observé beaucoup de PCC (en termes de densité) par rapport à l'ancienneté de la population ; de plus, pratiquement tous les individus observés semblent être de la même classe de taille ou presque, donc probablement de la même classe d'âge. Seuls quelques individus plus âgés ont été observés. Les captures par nasses ont confirmé cette très forte proportion d'individus de +/- 75 mm. (cf. Figure 23)

De plus, le fait que les passages antérieurs n'aient donné lieu qu'une seule fois à la capture d'une femelle grainée, pourrait indiquer que la reproduction est condensée sur une courte période. Cela est inhabituel pour les traits biologiques de l'espèce mais pourrait être expliqué par deux facteurs plus ou moins indépendants : le régime hydrologique et la température de l'eau. Le premier facteur est assez difficile à suivre, même avec la pose d'un second point de suivi piézométrique, par contre le second est plus facile à suivre car il est aisé de poser des sondes d'enregistrement de la température.

Justement en termes de répartition de l'écrevisse de Louisiane ... l'espèce ne semble pas être aussi présente que l'on aurait pu le penser : aucune observation dans le chenal et à proximité de celui-ci, ni sur les différents bras qui peuvent y confluer. Sinon l'espèce est présente sur tout le secteur nord (à l'exception des mares asséchées) avec toutefois une moindre densité sur le bras le plus au nord (« bras nord » - Carte 7). Sur le secteur sud l'espèce n'a pas été observée que dans quelques mares fortement isolées ou pratiquement totalement asséchées (carte 8). Le linéaire total prospecté (hors mares) est de 4,7 km ; certaines portions de ce linéaire ont été prospectées deux fois ou trois fois.

Une nouvelle mare a été mise en évidence à l'est de la mare 7 ; elle présente un magnifique herbier de potamots et des bois morts et a donc été nommée « Potamots-souches » (cf. figure 7).

Malgré 4 passages en prospection nocturne, il n'y a pas été observé de PCC de façon formelle : seul un soupçon d'observation d'un individu fuyant ...

De manière générale, il n'a pas été observé de PCC sur les secteurs où il a été vu des anguilles de plus de 50-60 cm.

Afin d'illustrer la répartition des PCC et des anguilles il a été dressé les cartes 7 et 8 qui représentent respectivement le secteur nord et le secteur sud.

Une hypothèse possible, pour expliquer la « faible densité » de PCC, serait que peu d'individus arrivent à passer une année complète dans le delta et que chaque année la population se reconstitue à partir de quelques dizaines de géniteurs survivants plus d'un an.



Figure 7 : mare Potamots souche

5.1.1.2 Mai 2019

Lors de la campagne de terrain du mois de mai 2019, les niveaux étaient particulièrement hauts, surtout en début de semaine : toute l'aulnaie marécageuse était immergée jusqu'à environ 100 m de l'aval de la mare 3. Il n'a donc pas été possible de cloisonner des mares comme cela avait été prévu dans le protocole modifié en mars 2019.

Dans la partie prospectable (en raison d'une hauteur d'eau raisonnable) de l'aulnaie marécageuse (qui était totalement inondée), à proximité de l'exutoire 3, il a été observé trois terriers de PCC avec les écrevisses à l'intérieur (cf. Carte 9)

Entre la clôture située le long de la mare 8 et la mare 7, soit entre les zones « mixte » et « d'alluvions arborées », le creux de terrain où une flaque était présente en août 2018, c'est transformé en un bras en eau où il est tout juste possible de passer en cuissardes. Ce bras est alimenté par une résurgence située juste en amont.

L'exutoire 9 remonte plus haut que la mare 8 dans le creux de terrain situé entre la zone d'alluvions arborées en rive droite (vers la mare 8) et le cordon de galets du lit vif. La mare 9 étant totalement ennoyée et improspectable.

La mare 7 s'étend vers l'aval (tronçon AV 7 – carte 10) mais ne déborde pas : aucune connexion avec d'autres éléments du réseau n'est visible. Par contre un bras (riche en glycéries) communique avec la mare Potamots-souches. Des PCC y ont été observées (carte 10) ainsi qu'une cistude en nocturne. En raison d'un encombrement par la végétation trop important, il n'a pas été possible de prospecter les 20 derniers mètres pour atteindre la

mare Potamots-souches. Les poses de nasses et les observations nocturnes ont confirmé la présence de PCC dans cette mare.

Deux bras en eau sont clairement identifiés de part et d'autre de la mare 6 ; celui passant au nord (« entre 5 et 6 » - carte 9) est issu d'une résurgence située dans un bosquet. Il y a été observé deux ou trois anguilles et peut-être une truite mais se fut trop furtif pour en être certain. Il a également été observé le mâle cistude N°30 en début de nuit. Le bras passant au sud de la mare 6 (« AV Mare Pourpre ») semble venir de la mare « Pourpre » (découverte en 2019 et nommée ainsi en raison de l'imposant saule pourpre qui est en son centre) mais 25 m d'assec les séparent. Aucune PCC n'a été observée dans ce bras en amont de la mare 6 et dans la mare Pourpre en mai. Deux PCC y ont par contre été observées en aval de la mare 6. Lors de cette campagne de prospections, ces deux bras confluaient à proximité de la clôture et communiquaient avec l'exutoire 5 (par le tronçon nommé « clôture »). Juste en aval il y avait un magnifique herbier de callitriches et de potamots ; la partie arrivant du nord (« entre 5 et 6 » complété par une résurgence) étant bien plus froide que celle arrivant du sud : au moins 2 à 3 °C de différence estimée à la main.

La mare 4 est alimentée par une résurgence située sous la clôture. Cette même mare 4 déborde dans la mare 5 sans vitesse puisque les niveaux sont presque les mêmes et dans la mare 2 en ruisselant dans la végétation puisque la mare 2 est plus basse. Cela entraîne une bonne oxygénation de l'eau. L'exutoire 5 est en eau sur tout le linéaire mais contrairement à ce qui était pressenti en 2018 ce n'est pas lui qui collecte les eaux de la mare 5 : celles-ci rejoignent l'exutoire 3 au travers de l'aulnaie par un ensemble de bras en eau. Seul le principal est identifié et nommé « AV 5 – carte 9 », une PCC a été observée à proximité.

La jonchaie située en rive gauche du lit vif du Fangu (Jonchaie sud – carte 10), derrière l'embarcadère des canoës était sous l'eau (20 à 50 cm de hauteur d'eau) et la présence de PCC a été établie presque au premier coup de lampe.

Dans les mares 2, 3 et 6 il y avait beaucoup plus de callitriches que lors des prospections d'août 2018 ; pour la mare 6 le piétinement par les bovins s'abreuvant en été (cf. figure 8) peut sans conteste endommager les herbiers mais dans les mares 2 et 3 il n'y a pas cette pression mécanique. L'évolution des herbiers est traitée au 5.4.3.



Figure 8 : Mare 6 en août 2018

Comme en août 2018 il a été observé une forte proportion de petites écrevisses en aval de la mare 3 ; c'est le seul endroit où une importante quantité de petits individus a été observée en prospection nocturne.

Le bras issu de l'exutoire 6, sur sa partie navigable et confluant dans le chenal, était particulièrement clair puisque l'on pouvait observer le fond alors qu'il y avait à peu près 2 m de profondeur. Cette clarté a permis l'observation d'une mue de PCC.

La prospection en barque en nocturne sur les bras navigables n'a permis de voir qu'une seule anguille alors qu'il y en eu 5-6 d'observées en 2018 ; *a contrario*, il a été observé plus d'anguilles dans les différentes prospections des autres bras en eau ... à la limite de la zone navigable sur le chenal (carte 9) il a probablement été observé une écrevisse dans les racines de phragmites mais en raison de la profondeur, de la légère turbidité et du peu de temps d'observation, un doute subsiste.

Visuellement et notamment en mare 7, il y a eu beaucoup plus d'observations d'individus d'environ 100 à 110 mm que lors des prospections de 2018.

5.1.1.2 Isolement des mares 2 et 3

Les neuf relèves (effectués par Pauline Deniset) des quatre verveux laissés en place entre les campagnes de terrain de mai et de juin 2019 ont permis de constater que les tendances de déplacements des PCC n'étaient pas les mêmes selon les sens possibles.

Sur les effectifs totaux (Figure 9) on constate que c'est généralement le verveux amont entrant (AM entrant) qui capture le plus de PCC.

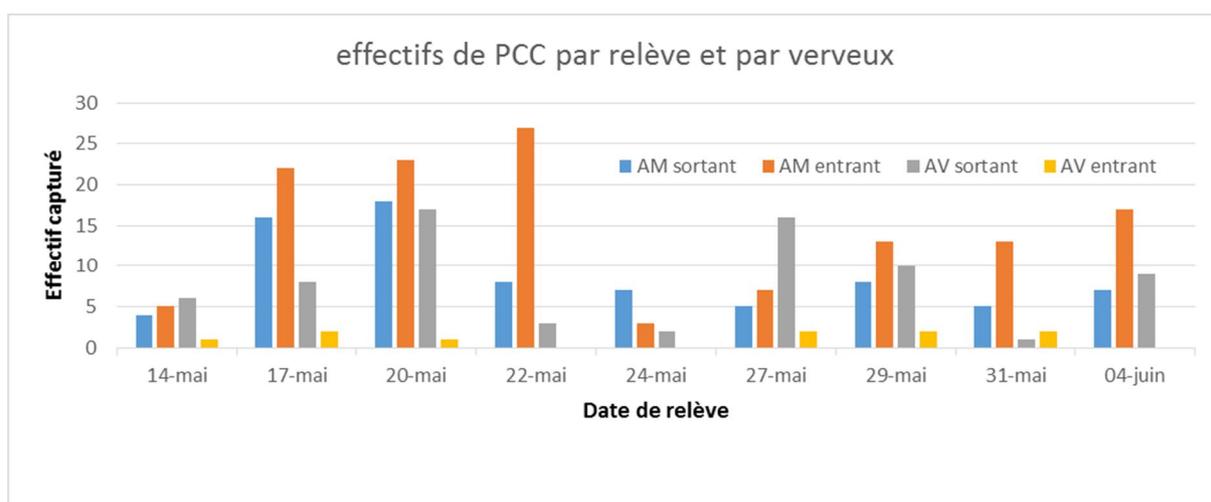


Figure 9 : illustrations graphiques des effectifs de PCC capturés par relève et par verveux

Pour mieux illustrer les sens de déplacement (Figure 10) en fonction de l'effectif total capturé à chaque relève, les données sont présentées sous forme de « proportion de l'effectif total de la relève » sur la figure 11.

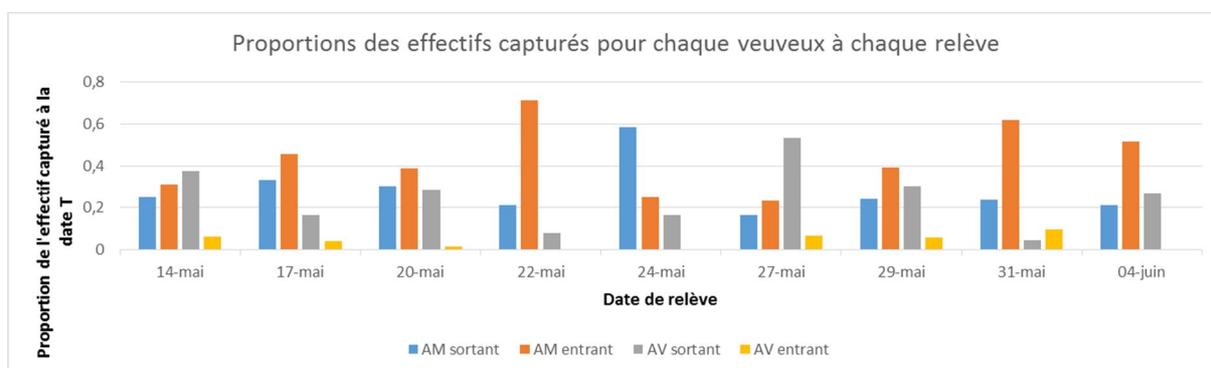


Figure 10 : Proportion des effectifs capturés pour chaque verveux à chaque relève

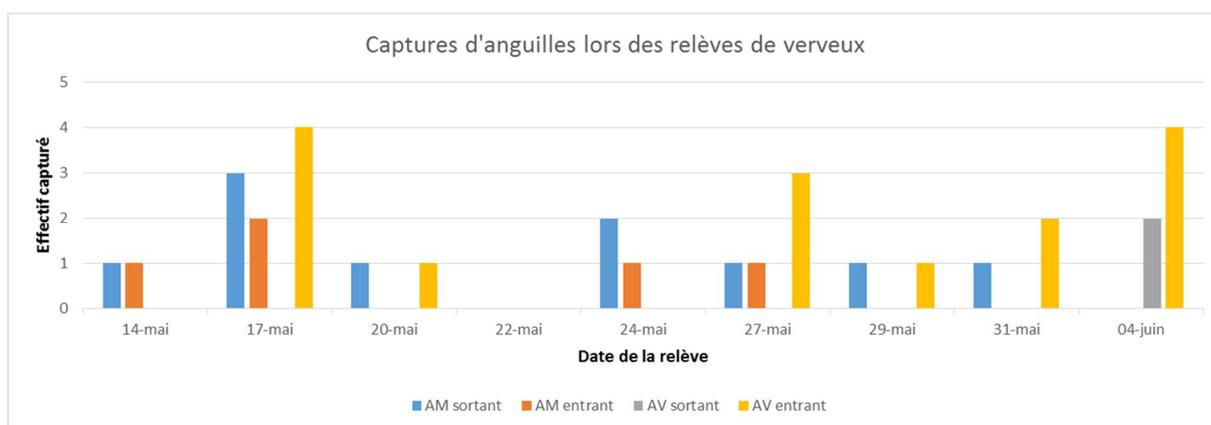


Figure 11 : effectifs d'anguilles capturées dans chaque verveux à chaque relève

Sur la totalité de la période de suivi ce sont 202 PCC qui ont tenté de descendre et 88 qui ont tenté de monter. Pour les anguilles c'est l'inverse : 25 montantes et 7 descendantes.

Cela montre que les deux espèces se déplacent dans des sens opposés sur une même période.

5.1.1.2.1 Juin 2019

Dans la nuit du 6 au 7 juin, vers 1 h du matin, le niveau d'eau est au maximum dans le chenal, l'influence de cette montée des eaux fait que l'ensemble des zones marécageuses de part et d'autre du chenal sont ennoyées. La limite est sensiblement la végétation arborescente et jusque dans le milieu de l'exutoire 5 à environ 100 m du chenal. Pour éviter le risque de noyade d'éventuelles tortues, les poches des deux verveux présents dans la zone (confluence bras nord et exutoire 3), ont été relevées. Cette opération nous ayant obligé à contourner le chenal par sa rive droite, cela nous a permis de découvrir des PCC sur cette zone. Visuellement la densité y est supérieure par rapport à la rive gauche.

Il est à remarquer que lors des prospections nocturnes (notamment co-occurrence et Présence/Absence), l'on observe très rarement des PCC à proximité de grosses anguilles en activité.

Une PCC a été observée dans la mare pourpre au second passage du protocole de co-occurrence.

Lors de la pêche électrique du 8 juin 2019 dans la mare 2, il a également été capturé beaucoup de petites écrevisses dans les callitriches. Nous avons pu quantifier plusieurs classes de tailles de juvéniles et de jeunes adultes, à savoir : un premier lot de 31 individus compris entre 50 et 71 mm, un second lot de 27 individus compris entre 72 et 86mm et un troisième lot de 32 individus compris entre 24 et 49mm. Ce dernier lot est très intéressant car il nous permet d'observer des classes de taille non capturables avec les nasses. Cela montre qu'il y a eu au moins une reproduction depuis moins d'un an.

Ce milieu étant à la fois l'habitat par excellence pour les jeunes individus de PCC et également un des rares endroits où ils sont capturables.

Pour la mare 3, seulement 16 individus ont été capturés entre 40 et 95 mm, mais les conditions d'application de la pêche électrique furent beaucoup plus compliquées (systèmes racinaires en berges et profondeurs importantes).

Les prospections nocturnes du mois de juin 2019 ont montré que tous les milieux inventoriés sont colonisés avec certitude par les PCC à l'exception du lit vif et de ces mares temporaires ainsi que peut-être la partie sud du chenal où il n'y a eu lieu aucune observation de PCC.

Le linéaire total de cours d'eau cartographiés et prospecté lors des deux semaines d'inventaire de mai et juin 2019 est de 4,72 km - sachant que certains secteurs ont été prospectés plusieurs fois, notamment les tronçons de co-occurrence sur lesquels il y a eu systématiquement deux passages.

5.1.2 Poissons

En 2018, La plus forte densité d'anguille a été constatée dans le chenal, notamment sur la partie médiane où il y avait des chapelets d'anguilles dans les branches de saules immergées (cf. figure 12). En moyenne, il a été vu une anguille par mètre de berge lors de la prospection en PMT.



Figure 12 : Anguille dans les branches de saules

En 2018 toujours, les essais de pêche électrique ont donné des résultats satisfaisants dans les mares (sauf en cas d'encombrement par la végétation ou le bois mort qui permettait aux anguilles de sortir du champ avant que l'on ne les capture). *A contrario*, dans le lit vif de Fangu, la conductivité est insuffisante, donc l'efficacité est faible (conductivité faible pour les 3 tentatives...)

Dans les trois essais de pêches électriques, nous constatons que les données sont inexploitable en raison d'un comportement de fuite très élevé, dû à une conductivité très faible (< 80 μ S). De plus, le milieu étant très encombré, il est impossible d'extraire les anguilles de leurs caches. Dans le chenal, les bords étant très abruptes (> 1,5 m), la technique de pêche à l'électricité est irréalisable, seul un échantillonnage grand milieu au filet maillant pourrait convenir. Cela est confirmé par les importantes captures de poissons avec les verveux à cistudes dans la partie amont du chenal. Au moment des variations de niveaux il y a eu 24 et 32 anguilles capturées par verveux en une nuit.

Cependant, que ce soit en pêche électrique, en prospection nocturne ou en relève des verveux à cistudes, 6 espèces ont été observées :

Tableau 6 : Espèces de poissons recensées, avec statuts de liste rouge UICN Monde et France métropolitaine

Nom vernaculaire	Nom Scientifique	PN	Pmonde
Anguille Européenne	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	CR	CR
Athérine de Boyer	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	LC	LC
Bar commun	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC
Gambusie	<i>Gambusia affinis</i> (Baird & Girard, 1853)	LC	LC
Mulet lippu	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	LC	LC
Truite fario	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC

Le résultat des captures de poissons au moyen des pièges à cistudes (nasses et verveux) est présenté sur la carte 11.

La carte synthétisant les captures de poissons (carte 12) nous montre la répartition spatiale complète des anguilles européennes et du bar commun. Les gambusies sont également présentes sur l'ensemble du site (à l'exception de la mare « pourpre ») mais sont trop petits pour rester dans les pièges. Le résultat des captures de poissons au moyen des pièges à cistudes (nasses et verveux) est présenté sur la carte.

Les athérines de Boyer, mullet lippu et bar commun sont observés uniquement dans le chenal et à proximité de la confluence chenal/lit vif

La truite fario en revanche est observée sur le lit vif en limite de reprise des écoulements et dans le marais (exutoire 6, en amont de la zone particulièrement difficile d'accès). Seulement 3 individus ont été observés sur la première campagne (2018) - ce tronçon n'ayant pas fait l'objet de prospection en 2019.

Les efficacités de pêche sont trop faibles pour pouvoir faire la moindre estimation de taille de population.

Contrairement à 2018, il a été observé de manière récurrente des grosses anguilles dans les mares 2 et 3 ; dont une en train de consommer un discoglosse sarde adulte (Figure 13).



Figure 13 : Anguille ayant capturé un discoglosse sarde adulte

De manière générale l'anguille a été observée sur l'ensemble du réseau hydrographique lors des inventaires de 2019 (cf. carte 12)

5.1.3 Amphibiens

5.1.3.1 Richesse spécifique

Cinq espèces ont été observées :

- le discoglosse sarde (*Discoglossus sardus*) ;
- le discoglosse corse (*Discoglossus montalentii*) ;
- la rainette sarde (*Hyla sarda*) ;
- le crapaud vert (*Bufo viridis balearicus*) ;
- la grenouille de Berger (*Pelophylax lessonae bergeri*).



Figure 14 : Discoglosses sarde (à gauche) et grenouille de Berger (à droite), sur site

L'ensemble de ces espèces se reproduit dans la zone d'étude, comme le montrent à minima l'occurrence de leurs signaux sonores de reproduction. Des œufs et/ou des larves ont été observés dans la zone d'étude chez ces espèces, à l'exception du Crapaud vert pour une raison indéterminée. Les habitats de reproduction d'espèce présentent une zonation assez nette à l'échelle des habitats naturels du delta (cf. cartographie des têtards et des pontes - carte 13) :

- le discoglosse corse et le crapaud vert fréquentent les annexes hydrauliques de l'habitat "rivières méditerranéennes permanentes à *Glaucium flavum* (3250)" ;
- les trois autres espèces fréquentent régulièrement les marges de l'habitat "eaux stagnantes à végétation vivace oligotrophique à mésotrophique planitiaire des *Littorelletta uniflora* (3130)" ;
- le discoglosse sarde et la grenouille de Berger se reproduisent avec certitude dans les mares de l'habitat "prairies méditerranéennes à *Molinion-Holoscheonion* (6420)", ainsi sans doute que la rainette sarde ;
- le discoglosse sarde fréquente notamment les zones inondées des habitats "forêts galeries à *Salix alba*, *Neotricha* et *Populus alba* (92A0) - aulnaies à Aulne glutineux et Aulne à feuilles cordées de Corse (4)" ;
- la rainette sarde fréquente l'habitat "prairies méditerranéennes à *Molinion-Holoscheonion* (6420)" au sud-ouest du delta, et sans doute aussi la grenouille de Berger.



Figure 15 : Crapaud vert (à gauche) et Rainette sarde (à droite), sur site

5.1.3.2 Espèces protégées

Ces cinq espèces sont strictement protégées par la réglementation.

5.1.3.3 Patrimonialité des taxons

Le discoglosse sarde et le discoglosse corse sont inscrits à l'annexe II de la directive Habitats : ils représentent un enjeu patrimonial de niveau européen.

Le crapaud vert, déterminant de ZNIEFF en Corse pour le critère " complexes cordons dunaires et petites zones humides littorales" que l'on peut considérer rempli dans la zone d'étude, présente donc un enjeu patrimonial de niveau régional.

Les deux autres espèces représentent un enjeu patrimonial de niveau local.

5.1.3.4 Comparaison avec les données disponibles dans la zone d'étude ou à proximité

5.1.3.4.1 Espèces signalées antérieurement et détectées en 2019

La fiche ZNIEFF du Delta du Fango signale la présence de trois espèces d'amphibiens (*date de dernière diffusion INPN : 08/04/2013*) : la rainette sarde, le crapaud vert et la grenouille de Berger.

De surcroît, le Document d'Objectifs Natura 2000 du Site Dr 9400577 "Rivière et Vallée du Fango", daté de 2006, signale la présence du discoglosse sarde à basse altitude, en cohabitation avec la rainette sarde et le crapaud vert, donc dans le delta.

5.1.3.4.2 Espèce non signalée antérieurement et détectée en 2019

Le discoglosse corse a été détecté pour la première fois dans la zone d'étude au cours de la présente étude.

Pour information, c'est le premier signalement de cette espèce au niveau de la mer à l'échelle de la Corse.



Figure 16 : Discoglosses corses mâle (à gauche) et femelle (à droite), sur site

5.1.3.4.3 *Espèce signalée antérieurement et non détectée en 2019*

Sans objet.

5.1.3.4.4 *Evolution observée*

Si l'on se réfère aux données antérieures disponibles, le peuplement d'amphibiens de la zone d'étude n'a pas présenté d'évolution détectable en 2019.

La carte 14 présente les captures d'amphibiens réalisées lors des inventaires cistudes et la carte 15 les résultats des inventaires spécifiques.

5.1.4 *Cistude d'Europe*

68 captures de Cistude d'Europe ont été effectuées en 2019, 26 en mai et 42 en juin, pour un effort de 600 nuits-pièges. Au total 65 cistudes différentes ont été capturées lors de cette étude, dont 46 nouvelles et 19 recaptures d'individus marqués par le CEN en 2012, portant à 96 le nombre total de tortues marquées sur le Delta du Fangu.

38% des cistudes marquées en 2012 ont ainsi été recapturées en 2019 (19 cistudes recapturées sur les 50 marquées en 2012) (cartes 16 et 17) malgré un piégeage non similaire en terme de secteurs piégés entre 2012 et 2019. Le sex-ratio est relativement équilibré, légèrement en faveur des mâles (1,24 mâles pour 1 femelle). L'âge-ratio est par contre totalement déséquilibré dans cet échantillon marqué de la population avec 57% de vieux individus (carapace lisse), 40% d'adultes (stries de croissance encore visibles) et seulement 3% de jeunes adultes (individus d'une dizaine d'années seulement, ayant terminé leur croissance). **Aucun juvénile, ni même aucun sub-adulte n'a pu être capturé ni même observé** sur le site sur les deux campagnes de piégeage 2019, malgré un échantillonnage ciblé sur les zones potentielles de vie de juvéniles : zones aquatiques peu profondes, proches de zones potentielles et avérées de ponte (carte 18), le versant de Battidori au nord et la zone prairiale au centre du site (Fleuriu & Bosc, 2013). Seuls deux jeunes adultes sur 65 cistudes capturées entrent dans le recrutement de la population adulte marquée entre 2012 et 2019. La reproduction est pourtant effective sur le site car il a été mis en évidence, par palpation, la présence d'œufs plus ou moins calcifiés chez plusieurs femelles capturées en juin.

Les quelques observations ou témoignages d'observations de juvéniles récoltés par le CEN en 2012 sont extrêmement anecdotiques et sont synthétisés sur la carte 18 avec les sites de pontes identifiés.

Des cistudes ont été capturées sur pratiquement tous les secteurs piégés sur le site confirmant une large utilisation de la partie ouest et nord du site (à l'exception du lit vif du Fangu, des mares 7, 8, 9 et 10 et de l'exutoire 5 - cf. cartes 16 et 17) au printemps, avant assèchement des différentes zones aquatiques temporaires et regroupement des individus dans le chenal pour la période estivale.

5.2 CMR écrevisses de Louisiane

Sur la zone d'application de la CMR, il y a eu 454 captures de PCC, 111 en août 2018, 164 en mai 2019 et 179 en juin 2019 pour un total de 391 individus marqués sur le site (176 femelles pour 214 mâles) en 15 nuits de capture (4 en août 2018, 6 en mai 2019 et 5 en juin 2019).

L'ensemble des captures (en comptant le suivi des verveux des mares 2 et 3 entre mai et juin) a permis la recapture de 60 PCC au total ; certaines ayant été recapturées plus de deux fois.

5.2.1 2018/2019

Les survies annuelles entre août 2018 et mai 2019 sont estimées à 0,33 (IC 0,14 - 0,60) pour les mâles et 0,39 (IC 0,13 - 0,74) pour les femelles. Les survies mensuelles entre mai et juin 2019 sont estimées à 0,40 (IC 0,20 - 0,64) peu importe le sexe des PCC.

Le recrutement annuel entre août 2018 et mai 2019 est estimé à 0,86 (IC 0,67 - 0,95) pour les mâles et 0,93 (IC 0,76 - 0,98) pour les femelles. Le recrutement mensuel entre mai et juin 2019 est estimé à 0,26 (IC 0,02 - 0,85) pour les mâles et 0,18 (IC 0,01 - 0,92) pour les femelles.

Les probabilités de captures sont estimées, peu importe le sexe des individus à 0,08 (IC 0,05 - 0,13) en août 2018, à 0,02 (IC 0,01 - 0,04) en mai 2019 et à 0,06 (IC 0,04 - 0,09) en juin 2019.

L'effectif de la population sur les secteurs de captures est estimé en (cf. figure 17) :

- août 2018 à 364 (IC 138 - 590) dont 255 (IC 123 - 387) mâles et 109 (IC 15 - 203) femelles ;

- mai 2019 à 1231 (IC 452 - 2012) dont 608 (IC 207 - 1009) mâles et 623 (IC 245 - 1003) femelles ;

- juin 2019 à 625 (IC 343 - 908) dont 328 (IC 176 - 481) mâles et 297 (IC 167 - 427) femelles.



Figure 17 : implantation d'une puce RFID dans l'abdomen d'une PCC

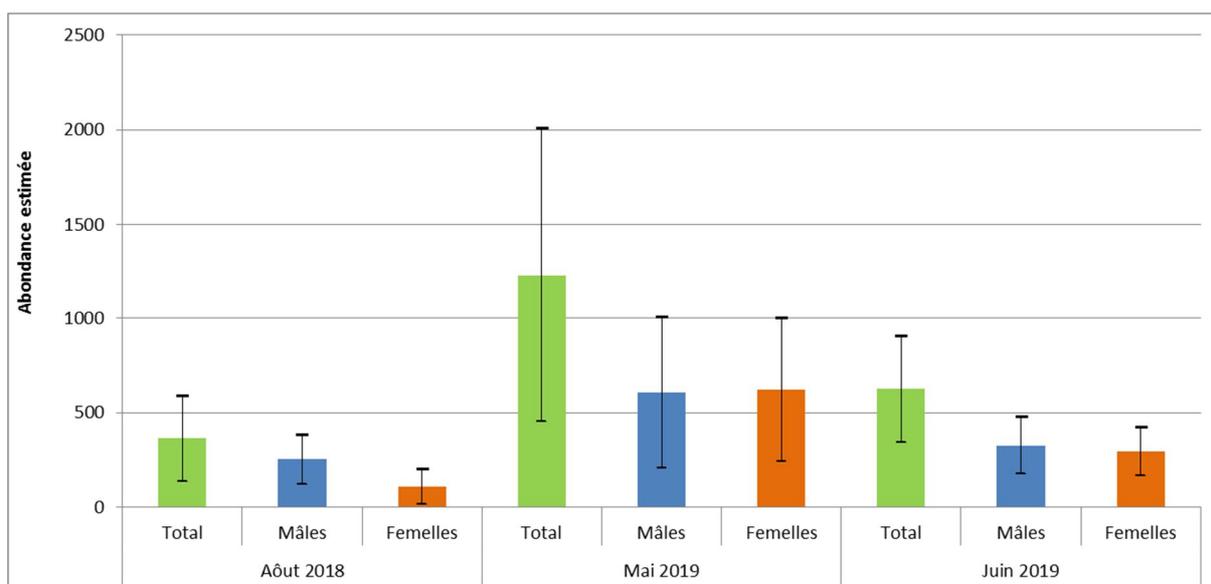


Figure 18 : représentation graphique des estimations de tailles de population par CMR pour les trois périodes d'inventaire

5.2.2 2019

Les estimations d'effectifs au printemps 2019 (tableau 7 et la figure 19), montrent, malgré d'importantes imprécisions, des effectifs systématiquement plus importants en mai qu'en juin, certains secteurs apparaissant plus utilisés que d'autres. En effet, chaque mare ou ensemble piégés abritait environ 150 écrevisses chacune, sauf les mares 2 et 3 qui en abritaient le double.

Tableau 7 : Synthèse des estimations d'effectifs 2019 de PCC par groupement de mares sur le Delta du Fangu

	Mares 8/9	Mare 7/Potamots-souches	Mare 6	Mares 4/5	Mares 2/3
Nombre d'ind. marqués	30	57	49	44	121
Estimation mai 2019	291 (IC 61-1609)	175 (IC 48-912)	166 (IC 62-592)	142 (IC 41-744)	461 (IC 223-1077)
Estimation juin 2019	27 (IC 20-58)	138 (IC 74-322)	137 (IC 39-710)	112 (IC 52-328)	374 (IC 184-1029)

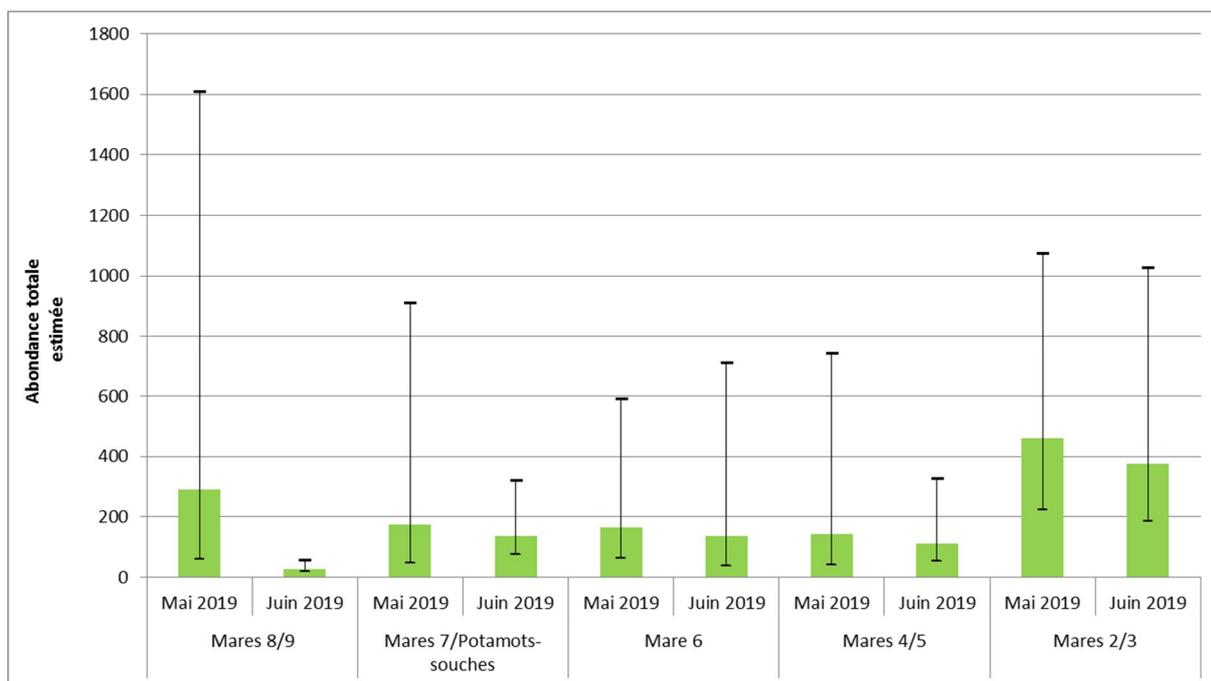


Figure 19 : graphique des estimations d'effectifs 2019 de PCC par groupement de mares sur le Delta du Fangu

5.2.3 Utilisation non statistique des données de captures

Du fait de l'identification individuelle des PCC, il est possible de repérer des changements individuels comme le lieu de capture, la taille, le degré de maturité des gonades, une mue...

5.2.3.1 Croissance

La survenance d'une mue n'a été clairement identifiée que pour un seul individu : une femelle de 102 mm qui n'a pas augmenté sa taille de façon sensible lors de la mue puisque la mesure est restée la même. Il est à noter que les deux captures ont eu lieu à deux jours d'intervalle (6 et 8 juin) ; il est donc possible qu'elle n'ait pas encore pris sa taille post-mue.

5.2.3.2 Déplacements

Très peu de déplacements ont été identifiés comme le montre le tableau 12 en annexes. Seuls deux individus (marqués et recapturés) ont réellement changé de site : les deux ont été marqués initialement dans une mare de l'exutoire 9 (nommée 666 et particulièrement exposée aux crues) en août 2018. Le mâle de 100 mm a été retrouvé dans la mare 9, ce qui est assez logique puisque ce n'est qu'à 60 m du lieu de marquage avec un fossé marqué assurant la connexion entre les deux sites. Le mâle de 98 mm à quant à lui été retrouvé dans la mare 7, ce qui représente 150 m minimum et sans connexions directes identifiées. Les individus ayant été capturés en mare 2 et recapturés en mare 3 (et inversement) ne sont pas comptés en changement de site puisque les deux mares ne sont qu'exceptionnellement déconnectées.

5.2.3.3 Période de reproduction

Au cours des deux campagnes de capture de l'année 2019, il a été miré 315 PCC pour déterminer leur stade de maturité vis-à-vis de la période de reproduction.

Seuls un mâle de 94 mm (capturé le 8 juin en mare 2) et une femelle de 112 mm (capturée le 11 mai en mare 5) étaient très proches de la période de reproduction, puisqu'ils avaient

respectivement les canaux déférents bien blancs (donc plein de sperme) et des ovocytes de plus de 2 mm.

Six femelles de 82 à 114 mm présentaient des ovocytes presque mûrs et un mâle de 100 mm avait les canaux déférents blancs.

13 mâles de 74 à 116 mm commençaient à avoir les canaux déférents blancs ; il est à préciser que tous ces mâles présentant des signes d'approche d'entrée en reproduction ont été capturés en juin et pas en mai.

15 femelles de 86 à 112 mm commençaient à avoir les ovocytes qui grossissaient ; seulement 6 d'entre-elles ont été capturées en mai.

Les vitesses de croissance et donc la taille de maturité sexuelle peut varier d'une année à l'autre en raison des conditions climatiques (principalement la température) mais en l'absence de données de taille de maturité sexuelle sur les années précédentes il sera utilisé les seuils constatés lors des captures de 2019. **A savoir 74 mm pour les mâles et 86 mm pour les femelles.**

Ces écarts de taille minimale de reproduction entre les mâles et les femelles sont tout à fait logiques. Le fait de ne trouver aucun mâle se préparant à la reproduction en mai et 13 en juin peut inciter à penser que la période de reproduction est plus tardive que nos inventaires.



Figure 20 : mirage d'une PCC pour déterminer le stade de maturité des gonades

5.2.4 Comparaison avec les captures des années précédentes

Lors des captures des années 2014, 2015 et 2016, il a été effectué une biométrie complète de toutes les PCC capturées ; il est donc possible de comparer les structures de populations avec les données de captures réalisées au cours de cette étude. Ce n'est pas le cas avec les données de 2017 en dehors des mois de mai, juin et juillet.

Les mesures ayant été prises en centimètres, il y a plus de regroupements involontaires sur les mesures « entières » que si cela avait été pris en millimètres comme l'illustrent les graphiques des figures ci-dessous. On observe clairement une augmentation des effectifs d'individus mesurant 50, 60, 70, 80, 90 et 100 mm par rapport aux mesures voisines, surtout sur les trois premières valeurs (Figure 21) pour les données des années 2014 à 2016. Alors que sur les mesures des années 2018 et 2019 (Figure 22) il y a quelques pics d'abondance sur certaines valeurs mais ce ne sont pas des valeurs entières (73, 82-83, 88, 98, 100 et 108). Bien évidemment nos données sont moins homogènes puisque l'effectif est dix fois moins important.

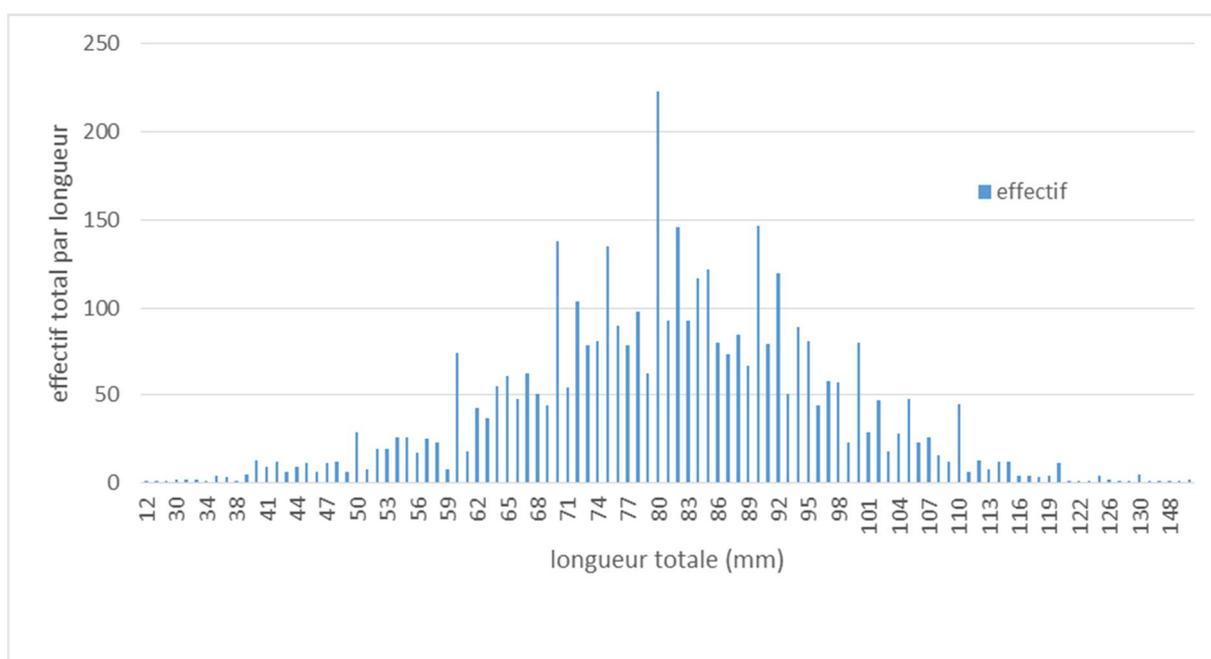


Figure 21 : graphique représentant les effectifs totaux de chaque longueur totale des PCC capturées en 2014-2015 et 2016 (4048 individus)

Afin d'éviter la formation de classes erronées (du fait de ces erreurs de mesures) lors de la réalisation des graphiques de répartition des tailles, les classes de tailles seront établies en prenant comme limite des valeurs médianes entre les regroupements involontaires. Ce qui donne pour des classes de 5 mm : [12,5 – 17,5[; [17,5 – 22,5[; et ainsi de suite. De plus ces classes sont aussi applicables aux données de notre étude.

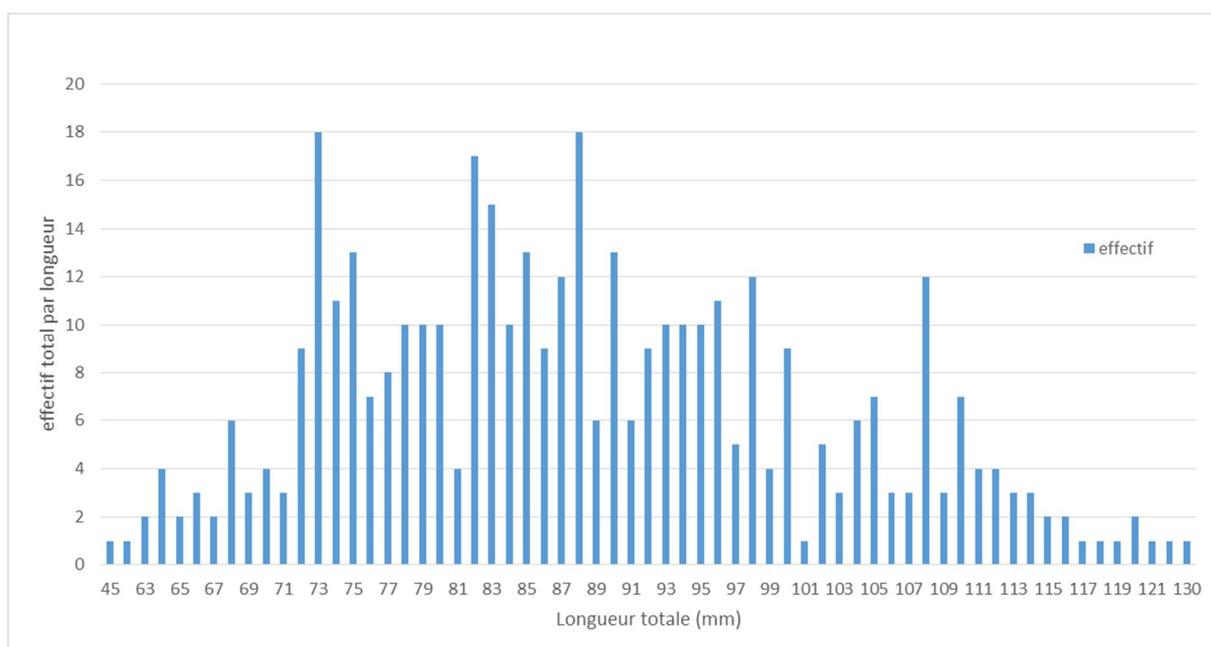


Figure 22 : graphique représentant les effectifs totaux de chaque longueur totale des PCC capturées en 2018 et 2019 (407 individus)

Les graphiques de toutes les données de captures de 2014 à 2017 sont présentés en annexe. Pour illustrer le principe d'analyse, les graphiques des données de 2018 et 2019 sont présentés ci-dessous : les trois premiers représentent l'ensemble des données de chaque semaine de capture (N° de semaine calendaire) et les six autres les données triées par sexe pour les mêmes semaines de capture (figures 23 et 25). Chaque titre de graphique mentionne l'année – le N° de semaine - le nombre d'individus pris en compte.

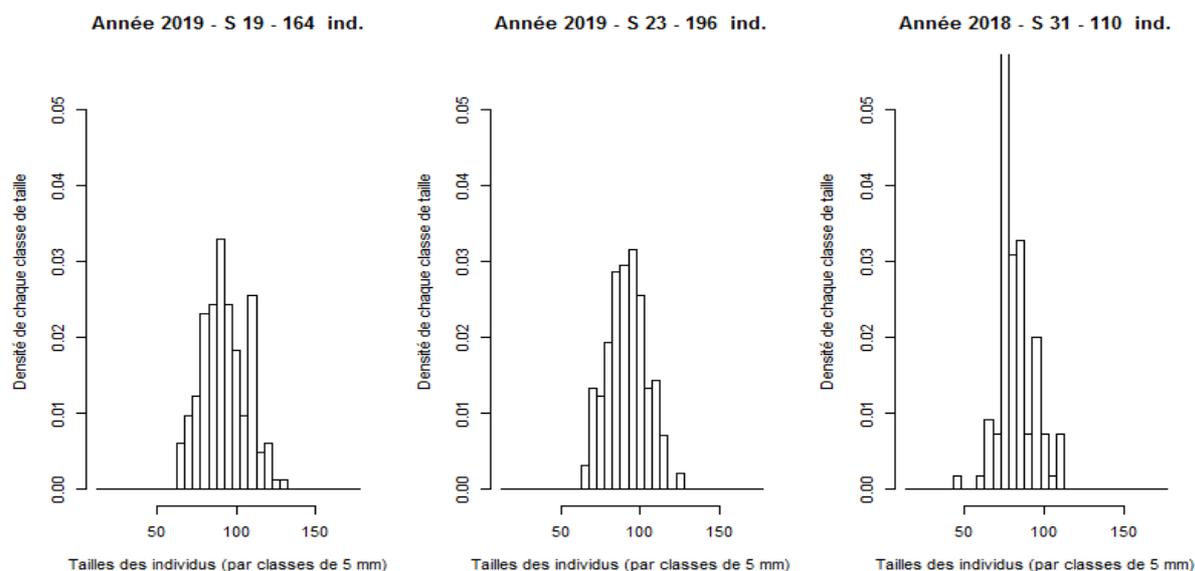


Figure 23 : graphiques des densités de chaque classe de taille (de 5mm) pour les captures de 2018 et 2019 (dans l'ordre des saisons et non des années ; aout 2018 étant à la fin)

Sur les premières semaines des mois de mai et juin 2019 (S 19 et 23), on constate une distribution des effectifs sensiblement centrée sur la moyenne et suivant une loi normale, avec toutefois un déficit de petits individus mais cela est lié à deux facteurs :

- 1 – les nasses capturent peu de petits individus ;
- 2 – les prospections ont montré qu’il était observé très peu de jeunes individus sur les sites de capture par nasses.

Lorsque l’on applique la même lecture sur les graphiques hebdomadaires des années 2014 à 2017 (cf. annexes) on constate de manière générale une distribution normale autour de la moyenne. Il y a toujours un important déficit en petits individus (cf. ci-dessus pour les causes) et peu de gros individus ; les quelques « modulations » observées sont résumées dans le tableau 8 et les tailles moyennes hebdomadaires sont présentées sur la figure 24.

Tableau 8 : résumé de l’analyse des graphiques hebdomadaires des années 2014 à 2017

Année	Petits individus (<50 mm)	Taille moyenne (longueur totale)	Gros individus (> 100 mm)
2014	Semaines 20, 21, 23 et 24 où ce groupe est un peu plus représenté	Baisse de 9 mm au cours de la saison	Toujours présents sauf en S 27
2015	S 19, 21 et 24 où ce groupe est un peu plus représenté	Baisse de 13 mm au cours de la saison mais assez oscillant	Présents par phases (+ présent S 19 à 22) (- présents S 28 à 31)
2016	Un peu S 21 à 23 et S 27-28	Baisse de 10 mm au cours de la saison	Assez présents S 22 à 25
2017	Assez présents 21 et 22 puis S 26 à 31	Baisse de 21 mm au cours de la saison	Présents S 22 à 25

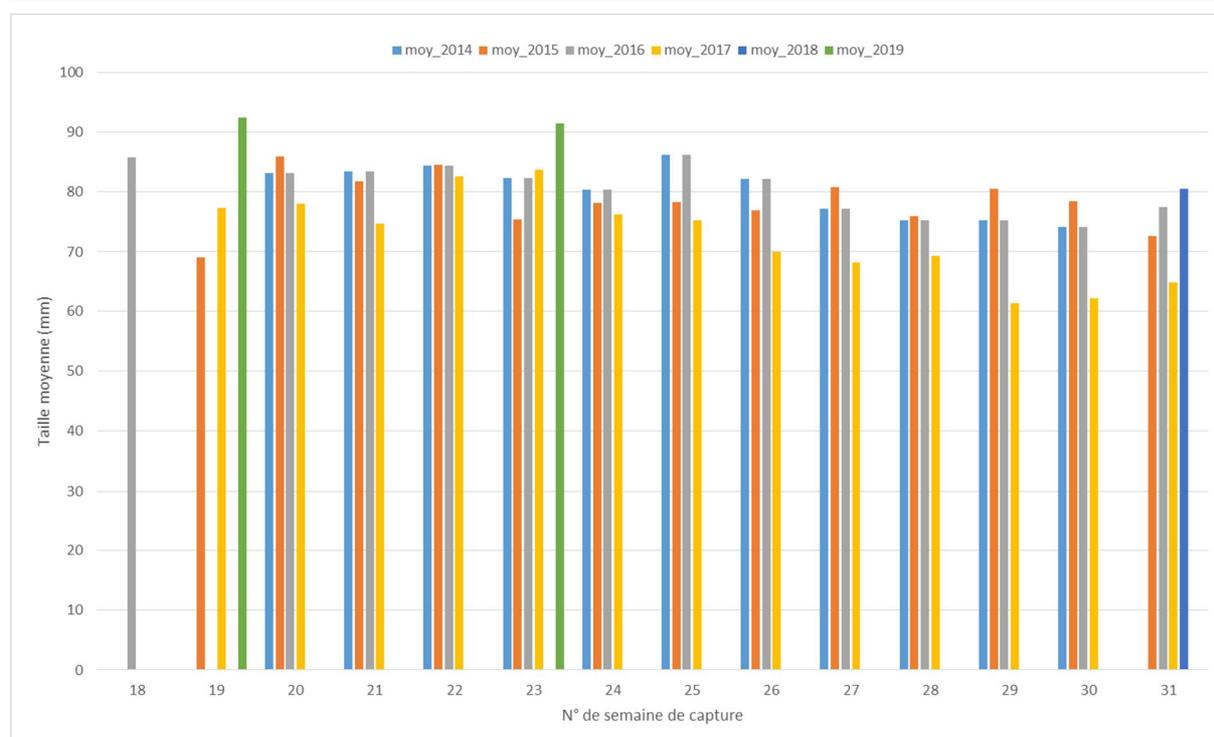


Figure 24 : graphique des tailles moyennes hebdomadaires pour chaque année de capture

On en conclut que les périodes d'activité des petits individus sont désynchronisées avec celles des gros individus et que la taille moyenne des écrevisses a tendance à baisser au fil des années de protocole de capture. Il est aussi visible qu'au cours de chaque année, au fil des semaines de capture, la distribution des densités de chaque classe de tailles s'éloigne de la moyenne vers la droite ; ce qui traduit un grossissement des individus au cours de la saison.

D'un point de vue « structure de population », les captures intensives sur une population ont tendance à éliminer les gros individus, donc les individus pubères, en premier. Or dans ce cas la population réagit en baissant la taille de la maturité sexuelle (observations personnelles sur une population d'écrevisses de Californie dans le Parc National des Cévennes de 2009 à 2014). Nous ne disposons pas des données permettant de le démontrer dans le cas du delta du Fangu mais nous pouvons regarder les données en ayant comme point de repère la taille de maturité sexuelle établie lors des captures de 2019.

Sachant que les PCC ont une espérance de vie assez courte et une croissance rapide, les adaptations et variations interannuelles sont donc plus difficiles à mettre en évidence que chez l'écrevisse de Californie.

Les données triées par sexe et présentées en graphiques comme sur la figure 25, ci-dessous, permettent de constater que pour les données de 2018 et 2019 il y a une forte proportion d'individus pubères capturés et ce principalement en mai et juin 2019. Les effectifs capturés en août 2018 sont moins importants et donc moins significatifs mais on y remarque le déséquilibre entre pubères et non pubères inversé entre les deux sexes : beaucoup plus de mâles pubères que non pubères.

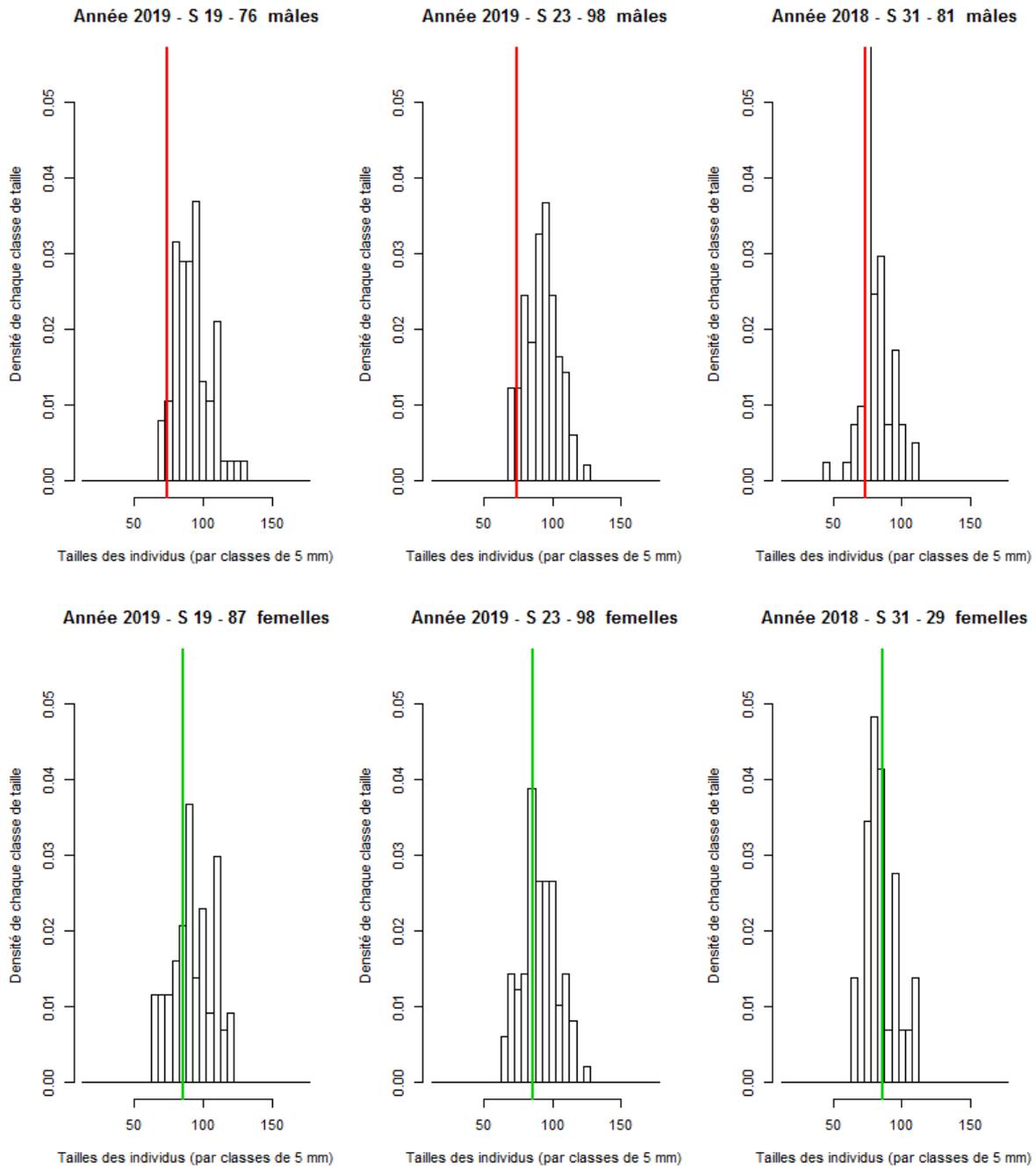


Figure 25 : graphiques des densités de chaque classe de taille (de 5mm) pour les captures de 2018 et 2019 triées par sexe (dans l'ordre des saisons et non des années ; aout 2018 étant à la fin) – les droites de couleurs matérialisent la limite de taille de la maturité sexuelle

Bien que les survies estimées avec le protocole CMR au 5.2.1 soient assez imprécises, elles sont vraisemblablement les mêmes pour les mâles et pour les femelles. Or les sex-ratios calculés sur l'ensemble des individus capturés de 2014 à 2016 (Daydé, 2016) sont sensiblement à l'équilibre (comme cela est confirmé par nos calculs réalisés pour chaque semaine et intégrant les données de 2017, cf. figure 26), alors que lorsque l'on calcule ces mêmes sex-ratios en ne prenant que les individus pubères, on est loin de l'équilibre en période estivale (figure 27). Cela traduit une faible proportion d'individus pubères dans les captures et donc les variations de ces sexes-ratios peuvent nous indiquer des périodes potentielles de reproduction, les femelles étant moins capturables quand elles portent leurs œufs.

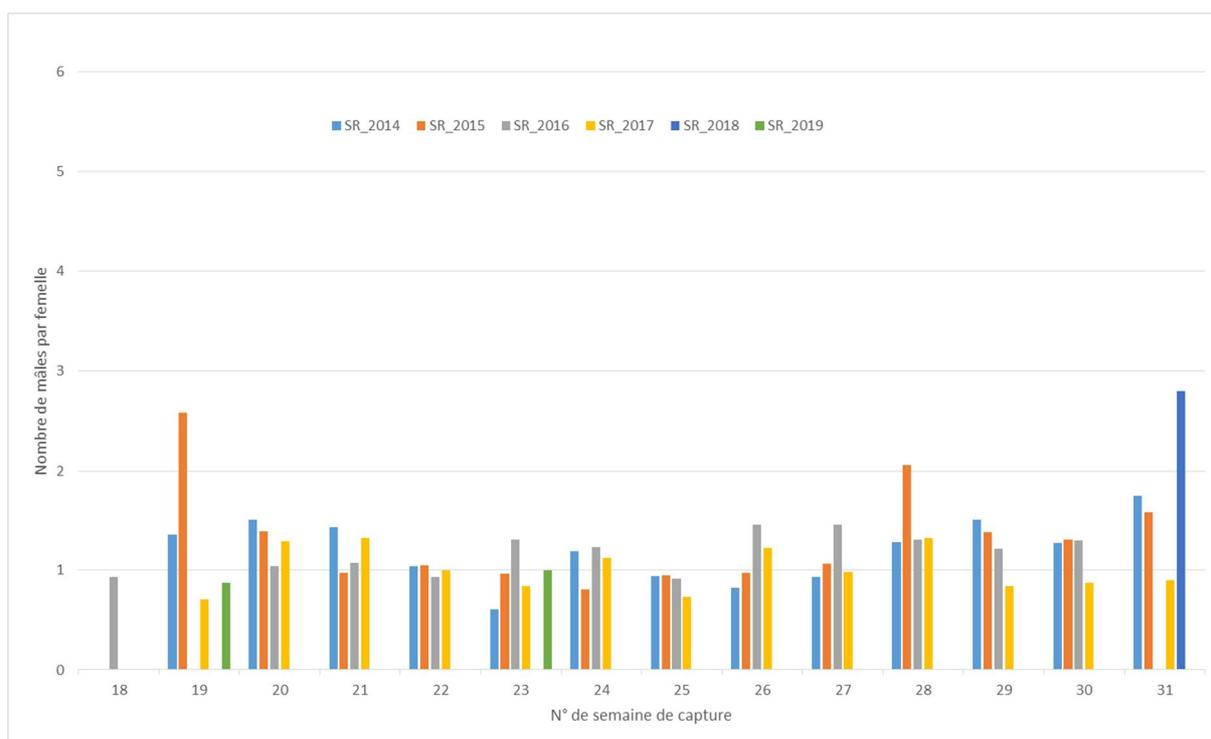


Figure 26 : sex-ratios pour chaque semaine de capture de 2014 à 2019 pour tous les individus capturés

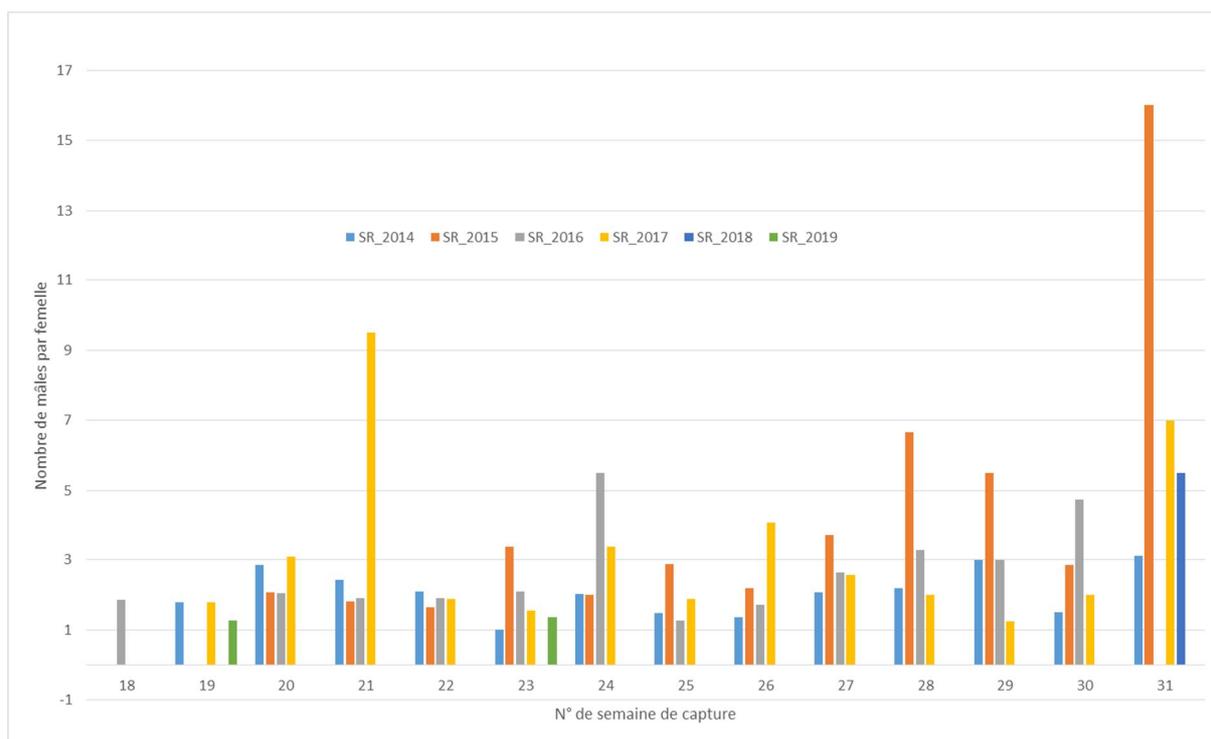


Figure 27 : sex-ratios pour chaque semaine de capture de 2014 à 2019 – individus pubères uniquement

Ces recherches de périodes de reproduction sont réalisées graphiquement sur les tirages graphiques similaires à la figure 25 mais réalisés sur l'ensemble des données de captures des années 2014 à 2017 et présentés en annexes.

Tableau 9 : résumé des analyses des graphiques hebdomadaires des captures d'individus pubères des années 2014 à 2017

Année	Sex-ratio (SR) (pubères)	Mâles (pubères)	Femelles (pubères)
2014	2,85 et 2,83 M/F en semaines 20 et 21 ; entre 2,18 et 3 S 27, 28, 29 et 31 avec un SR équilibré en S 30	Tout le temps actifs	Creux d'effectifs S 27, 28, 29 et 31
2015	3,27 M/F en S 23 et très forte proportion de mâles à partir de la S 27	Actifs tout le temps sauf S 26 : baisse de la taille moyenne	Creux d'effectifs S 23 et 24 puis à partir de S 27
2016	Pic à 5,5 M/F S 24 puis 2,63 S 27 et ascension	Actifs tout le temps mais peu de gros en S27 et 29	Faibles effectifs en S 23 à 25 et encore plus marqué S 27 à 30
2017	3,1 et 9,5 M/F en S 20 et 21 ; oscillations et 7 en S 31	Actifs tout le temps sauf à partir de S 28 où il y a une très forte proportion de non pubères par rapport aux pubères	Très peu présentes sur toute l'année

L'augmentation récurrente de la proportion de mâles pubères entre les semaines 27 et 31 de chaque année montre qu'il est probable que la majeure partie des accouplements aient lieu dans cette période avec une certaine souplesse en fonction des années, la thermie et l'hydrologie influençant probablement beaucoup les choses.

Il est fort probable qu'il y ait eu deux périodes d'accouplement en 2017 : semaines 20-21 et à partir de la semaine 24 ou 26. Ce qui est concordant avec la capture d'une femelle portant des larves le 7 juillet 2017. Cette double reproduction de 2017 peut être induite soit par la température favorable soit par le stress induit par des captures depuis 3 années.

Pour les autres années, si les accouplements ont bien eu lieu entre les semaines 27 et 31 et puisque la durée d'incubation est de 3 semaines, il est tout à fait normal qu'il n'y ait pas eu de captures de femelles grainées entre 2014 et 2016.

Les estimations de tailles de populations sur ces captures de 2014 à 2017 par la méthode de De Lury sont présentées sur le graphique de la figure 28, page suivante.

D'une manière générale ces estimations ont tendance à baisser au cours de chaque année de capture mais pas au fil des années.

Ces estimations sont de toute façon en dessous de la réalité puisque 4 à 20 fois plus d'écrevisses ont été capturées chaque année. Seulement, les calculs sont effectués sur la base de populations « fermées » donc sans émigration ni immigration or on sait que les PCC changent de mares (Daydé, 2016) et qu'elles ont tendance à se concentrer dans les points en eaux restants. Donc les effectifs capturés annuellement prennent forcément en compte ces apports d'individus arrivants au fil de la saison.

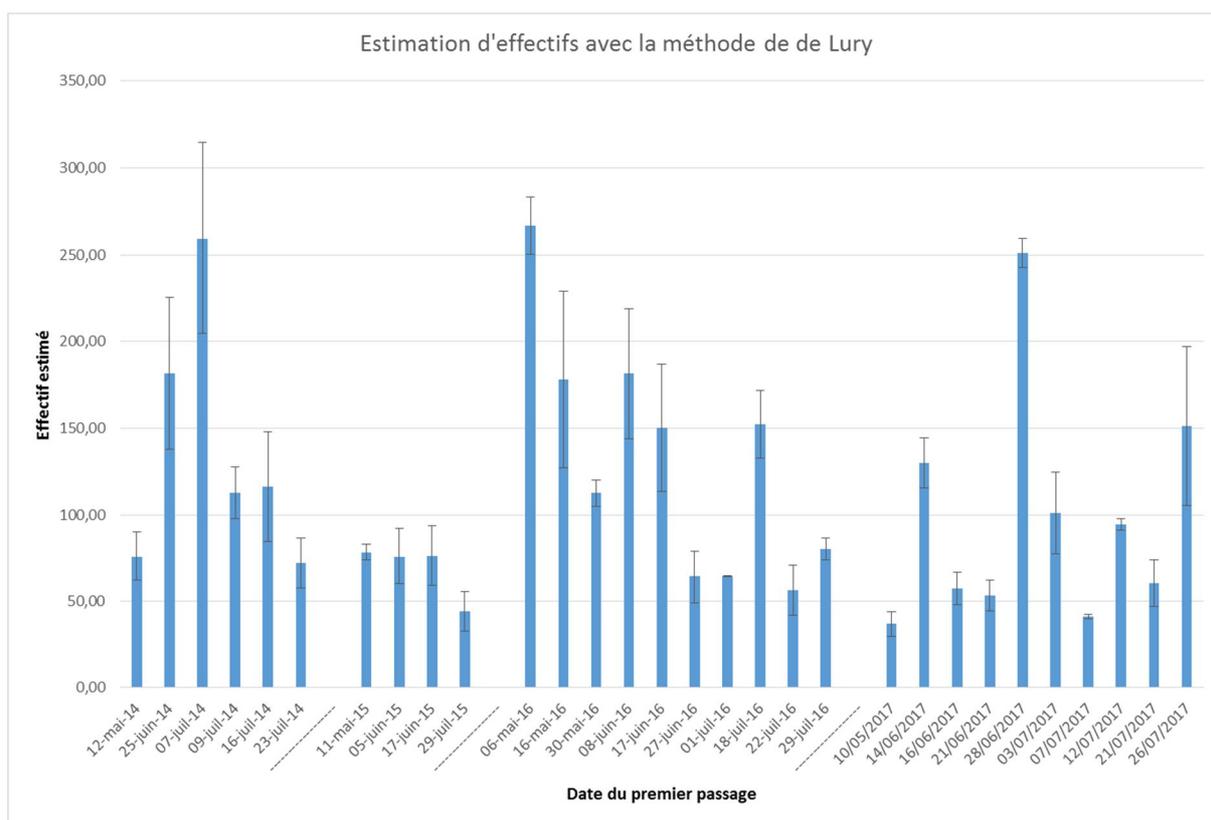


Figure 28 : estimations d'effectifs par la méthode de De Lury sur les captures des années 2014 à 2017

5.3 Présence/Absence

5.3.1 *Efficacité des méthodes d'inventaires*

Pour toutes les espèces concernées, l'efficacité de la prospection visuelle est nettement supérieure à celle par engins de pêche de type nasse. L'écrevisse de Louisiane, la grenouille de berger et la rainette sont les espèces les plus représentées sur ces 17 sites.

5.3.1.1 **Ecrevisses**

La détection visuelle est estimée autour de 90% (IC 0,72 - 0,97), tandis que la détection par nasses, autour de 19% (IC 0,06 - 0,45). La probabilité d'occupation sur ces 17 sites est estimée à 95% (IC 0,64 - 0,99).

5.3.1.2 **Poissons**

La détection visuelle de l'anguille est estimée autour de 67% (IC 0,38 - 0,87), tandis que la détection par nasses, autour de 31% (IC 0,10 - 0,64). La probabilité d'occupation sur ces 17 sites est estimée à 57% (IC 0,31 - 0,80).

5.3.1.3 **Amphibiens**

Grenouille de berger

La détection visuelle des têtards et des adultes est estimée autour de 59% (IC 0,34 - 0,80), tandis que la détection par nasses, autour de 13% (IC 0,03 - 0,41). La probabilité d'occupation sur ces 17 sites est estimée à 89% (IC 0,26 - 0,99).

Discoglosse sarde

La détection visuelle des têtards et des adultes est estimée autour de 75% (IC 0,33 - 0,95), tandis que la détection par nasses, autour de 0% (IC 0,00 - 1,00). La probabilité d'occupation sur ces 17 sites est estimée à 31% (IC 0,13 - 0,58).

Rainette sarde

La détection visuelle des têtards et des adultes est estimée autour de 80% (IC 0,27 - 0,98), tandis que la détection par nasses, autour de 0% (IC 0,00 - 1,00). La probabilité d'occupation sur ces 17 sites est estimée à 18% (IC 0,06 - 0,45).

5.3.2 Influence des variables d'habitat sur la présence des espèces

5.3.2.1 Ecrevisses

Les modèles mettent en évidence une influence significative positive de l'heure sur la probabilité de détection de l'écrevisse (plus il est tard plus on a de chance de détecter les écrevisses). Aucune influence significative de variable d'habitat n'a pu être mise en évidence sur la probabilité d'occupation, estimée à 0,90 (IC 0,71 - 0,97).

5.3.2.2 Poissons

La sélection de modèle montre une influence marginalement significative négative du recouvrement végétal sur la probabilité de détection de l'anguille (plus il y a de végétation aquatique moins on détecte les anguilles). Aucune influence significative de variables d'habitat n'a pu être mise en évidence sur la probabilité d'occupation des anguilles.

5.3.2.3 Amphibiens

La sélection de modèle ne met en évidence aucune influence significative sur la probabilité de détection des diverses espèces d'amphibiens rencontrées sur des sites potentiels de reproduction. Seul le recouvrement de végétation aquatique présente une influence significative positive sur la probabilité d'occupation de la rainette sarde et seul l'ombrage fort présente une influence significative positive sur la probabilité d'occupation du discoglosse sarde. Les paramètres écologiques mis en évidence sont conformes à ce que l'on connaît de l'écologie de ces deux espèces, et des caractéristiques des sites potentiels de reproduction du delta. Ainsi, la fréquentation des petites pièces d'eau forestières pour la reproduction est habituelle chez le discoglosse sarde, tandis que la présence d'herbiers aquatique permet de limiter les effets de la prédation des poissons (y compris les gambusies) sur les têtards de la rainette sarde.

5.4 Relations interspécifiques et co-occurrence

5.4.1 Observations directes

Lors de la première campagne de terrain en 2018 et lors des prospections spécifiques pour le protocole de co-occurrence en juin 2019, il a été fréquemment remarqué l'absence d'observation d'écrevisses de Louisiane à proximité immédiate (0 à 4 m environ) des grosses anguilles en activité.

5.4.2 Co-occurrence

Les données de Présence/Absence présentées plus haut (au 5.3) sont basées sur les prospections de terrain de « co-occurrence » et ont été plus utilisables statistiquement que les données de co-occurrence au sens strict qui sont présentées ci-dessous.

Aucune interaction spécifique n'a pu être mise en évidence sur les 33 sites inventoriés. Que ce soit l'anguille ou l'écrevisse, ces espèces ne semblent affecter ni la détection ni la probabilité d'occupation des différentes espèces d'amphibiens présentes, ce qui ne veut pas dire qu'il n'existe pas de prédation sur les œufs, les larves ou les adultes d'amphibiens de leur part. Ces résultats montrent que sur notre échantillonnage, les amphibiens ne semblent pas particulièrement sélectionner, pour se reproduire, des zones exemptes de prédateurs, comme l'anguille et l'écrevisse de Louisiane, sachant qu'il paraît difficile de strictement les éviter, ces deux espèces occupant respectivement 75 et 90% des secteurs inventoriés.

5.4.3 Evolution des herbiers de callitriches au fils des saisons



Figure 29 : comparaison des herbiers de callitriches de la mare 2 entre aout 2018 (à gauche) et juin 2019 (à droite) ; vue de l'amont

En regard des premières observations de 2018 (vraisemblable absence d'impact sur la végétation aquatique), les sessions de 2019 ont révélé un impact visuel significatif. Comme le montre les 2 photos ci-dessus de la mare 2 avec un taux de recouvrement divisé par 5.

Cet impact sur la végétation aquatique est ciblé sur les herbiers de callitriches, car le même phénomène est quantifiable sur la mare 6. En revanche, bien qu'appréciable, l'impact sur les potamots n'est pas aussi important (cf. comparatif ci-après de la mare Potamots-souches). Il est à préciser que les densités de PCC présentes dans la mare Potamots-souches sont très largement inférieures à celles observées dans la mare 2 ou même dans la mare 6. Ce qui réduit d'autant la pression de prédation sur la ressource alimentaire.

De par leur aspect plus frêle et moins robuste, les tiges de callitriches semblent plus facilement sécables que les tiges de potamots (de section plus importante et plus fibreuse, accompagnées de feuilles flottantes cireuses) et surtout plus digeste.

Cependant, les conditions météorologiques très différentes entre la session de 2018 et les sessions de 2019 peuvent également expliquer en partie, une surface de recouvrement plus faible. En 2018, la saison estivale a été plus précoce, favorisant un développement des herbiers aquatiques très tôt avec un potentiel déclin naturel à notre arrivée en Août. En revanche lors de la campagne de juin 2019, l'enchaînement du printemps à l'été a été plus régulier, permettant d'observer les herbiers en phase de croissance. Un éventuel décalage de l'activité des PCC peut aussi avoir une influence.

Ces analyses se basent sur les observations de densité du de ces mares du delta du Fangu mais il est connu qu'en cas de fortes densité de PCC les potamots sont potentiellement consommés également. Cela est couramment cité par les gestionnaires de secteurs colonisés par l'espèce sur le continent (Brière, Lac de Grand Lieux, Brenne...).



Figure 30 : comparaison des herbiers de la mare Potamots-souches entre août 2018 (à gauche) et juin 2019 (à droite) vus de l'amont.



Figure 31 : détail de la mare Potamots-souches au mois de mai 2019 montrant bien la présence de callitriches et de potamots

5.5 Recherche de métaux lourds

Tableau 10 : résultats des analyses réalisées au LDA 26 sur les 6 échantillons du Fangu ; concentrations en mg/kg et couleur corrigée avec la limite de qualité

Echantillon	Arsenic	Cadmium	Chrome total	Cuivre	Mercure	Nickel	Plomb	Zinc
1	8,71	0,3	36,7	12,2	0,05	12,4	134,2	87,4
2	7,92	0,3	32,4	10,8	0,03	8,8	91,5	62,7
3	12,33	0,2	32,7	9,6	0,03	9,2	49,8	67,9
4	7,92	0,5	31,9	22	0,07	9,5	87,1	110,7
5	7,39	0,5	36,3	17,2	0,06	12,3	134,4	100,9
6	7,99	0,2	35,4	10,7	0,04	6,9	52,1	79,9
LQ	0,2	0,2	0,2	0,2	0,02	0,2	0,2	0,4

Nous remarquons une valeur d'arsenic sur l'échantillon 3, en limite supérieure de la limite de qualité. A ce stade aucune explication n'est avancée.

L'ensemble des échantillons est en revanche très impacté par les concentrations en plomb et en zinc. L'activité cynégétique sur le marais étant très développée, cela donne un début d'explication à ces fortes valeurs. En effet, le plomb et le zinc sont très utilisés pour la fabrication des cartouches : le plomb pour la charge (24 à 36 g pour un calibre 12) et le zinc dans certains alliages (zinc-étain), depuis que le tir au plomb est interdit en zone humide ou à proximité des cours d'eau et plan d'eau.

Aussi, une réflexion est à mener sur la nature géologique du delta ainsi que l'ensemble du bassin versant du Fangu. Certaines valeurs seuils peuvent être expliquées par un apport naturel. En effet, ce phénomène est observable lorsque le cours d'eau change de socle géologique (configuration similaire aux eaux d'exhaure liées à l'activité minière).

Il pourrait être envisagé une étude complémentaire sur l'ensemble du bassin versant avec 4 prélèvements annuels selon la méthodologie du Seq-Eau en comparant l'amont et l'aval de la zone chassée du delta.

5.6 Suivis thermiques

Deux sondes ont disparues et certaines n'ont pas fonctionné correctement ; il est donc très compliqué de traiter ces données optionnelles. Elles sont néanmoins conservées au cas où.

6. Des invasions biologiques au cas particulier de la PCC

De nombreux écologues parlent d'une sixième crise de la biodiversité dont le principal responsable serait l'*Homo sapiens* de part ses actions prédatrices et son occupation relativement exclusive de l'espace (Sepkoski, 1986). Cette biodiversité est un équilibre relatif en perpétuel mouvement. Or l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (EEE par la suite) est une cause majeure de cette érosion de la biodiversité, la seconde après la perte et la destruction des habitats selon les scientifiques (Wilcove et al., 1998 ; Pimentel et al., 2000 ; Teysseire, 2004 ; Sarat et al., 2015a). Pour citer un exemple, aux Etats-Unis 42% des espèces menacées ou en danger d'extinction le sont principalement en raison des espèces exotiques envahissantes (Pimentel et al., 2000).

Les invasions biologiques résultent, en grande majorité, d'introductions humaines et peuvent être volontaires. Elles peuvent être induites par l'élevage, avec par exemple les écrevisses de Louisiane au Japon qui deviennent une calamité agricole en 1948 alors qu'elles se sont échappées 18 ans plus tôt d'un élevage (cas particulier d'une importation volontaire mais d'une introduction involontaire dans le milieu naturel) (Penn, 1954).

Ces introductions peuvent aussi être involontaires, notamment avec les animaux et les plantes d'agrément qui sont fréquemment des espèces exotiques qui attirent les usagers par leurs couleurs ou leurs formes "exotiques", justement. En théorie, ces espèces sont destinées à la captivité mais les propriétaires peuvent les laisser s'échapper ou s'en débarrasser en les libérant dans la nature (Gargominy et al., 1996). Les cas sont nombreux : la tortue de Floride (*Trachemys scripta elegans* Wied, 1839) introduite comme animal de compagnie (Delmas, 2006), la grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus* Shaw, 1802) introduite pour l'élevage et l'ornementation (Stumpel, 1992. et Touratier, 1992. dans : Neveu, 1997), la perche soleil (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758) introduite pour l'aquariophilie (Sarat et al., 2015a).

Ces introductions ont des impacts très divers sur les faunes et les flores natives (Sarat et al. 2015a). A noter que ces impacts sont généralement plus importants dans les milieux insulaires. Les îles ont la particularité d'avoir un fort taux d'endémisme mais une richesse spécifique plutôt faible (Kier et al. 2009). Les espèces qui se sont adaptées à ces milieux insulaires au cours de leur évolution ne sont pas forcément préparées à l'arrivée de prédateurs.

Parmi les espèces exotiques envahissantes, certains groupes posent des problèmes plus marqués que d'autres. Dans les milieux insulaires, entre autres, les mammifères et les végétaux sont régulièrement cités (Veitch & Clout, 2002). Dans les milieux continentaux ces deux groupes ne sont pas en reste mais les plus grands invertébrés d'eau douce, que sont les écrevisses font également des dégâts importants (Gherardi, 2006 ; Holdich et al., 2009 ; Peay et al., 2009 ; Gherardi et al., 2011 ; Lodge et al., 2012). En effet, pratiquement tous les continents (à l'exception notable de l'Australie) sont touchés par les invasions d'écrevisses résultant des déplacements intracontinentaux et intercontinentaux d'espèces, effectués sciemment par les humains et cela principalement dans un but d'aquaculture et d'ornement (Lodge et al. 2012). On notera que les zones éthiopienne et orientale qui sont dépourvues d'écrevisses autochtones ont également été colonisées par des espèces d'origine australienne (familles des Parastacidae) et PCC (Lodge et al., 2012).

L'Europe est particulièrement concernée par les invasions d'écrevisses d'origine américaine avec sept espèces établies dont quatre particulièrement bien implantées (Lodge et al. 2012). Les trois principales espèces d'écrevisses exotiques envahissantes notées en Europe sont *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii* et *Orconectes limosus*. Les deux premières sont régulièrement citées parmi les espèces ayant les impacts les plus forts sur les milieux aquatiques et les espèces indigènes (Savini et al. 2010).

Tableau 11 : Dates d'introductions des trois principales espèces d'écrevisses d'origine américaine en Europe et en France, indication de la colonisation en 1995, 2001 et 2006 (d'après : Laurent, 1997 ; Holdich, 2002 ; Changeux, 2004 ; Collas et al., 2007)

Espèce	Première introduction en Europe	Première introduction en France	Introduction unique (1) ou multiple (xx)	Nombre de départements colonisés ² en		
				1995	2001	2006
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	1959 en Suède (Abrahamsson, 1973)	1973, lac de Divonne les bains (01) ³	xx	38	61	74 (~1000)
<i>Procambarus clarkii</i>	1973 en Espagne (Habsburgo-Lorena, 1979)	1975-1980 dans le Gard et le Gers au début	xx	36	49	61 (~1000)
<i>Orconectes limosus</i>	1890 en Allemagne	1911, bassin du Cher (18)	1	87	95	95

De par leur régime alimentaire opportuniste et omnivore, les écrevisses exotiques envahissantes ont un impact très fort sur les écosystèmes aquatiques (Cruz et al., 2006 ; Lodge et al., 2012). Ces impacts sont variables en fonction des espèces d'écrevisses introduites, mais on soulignera plus spécifiquement les impacts de *Procambarus clarkii* qui ont été démontrés sur les larves d'amphibiens (Cruz et al. 2006; Francesco et al. 2012) et sur la végétation aquatique (Paillisson et al. 2011) ce qui entraîne une turbidité importante des eaux et des modifications du substrat (Rodríguez et al. 2003). Cette espèce est probablement responsable de la quasi-disparition de certains taxons. Par exemple, on ne voit que très peu d'insectes et d'amphibiens lors des promenades en barque dans les marais de Brière (Loire Atlantique – France) au printemps. C'est environ trois tonnes de *Procambarus clarkii* qui y sont capturées chaque année (Najean et al. 2009). Ces mêmes auteurs mentionnent que cette espèce a mis moins de 10 ans à coloniser les 200 km² de marais du bassin du Brivet (Brière) et en a fait disparaître 99% de la végétation aquatique, 71% des genres de macro-invertébrés, 83% des espèces d'amphibiens et 52% du gibier d'eau. La colonisation de gravières dans l'Aube a, là aussi, entraîné l'absence d'observations d'amphibiens dans les zones colonisées alors qu'il y en a une multitude dans les gravières non colonisées par l'écrevisse de Louisiane (com. pers. C. Najean, 2009).

² Ayant au moins une population en milieu naturel recensée lors des enquêtes nationales (~1000)=environ 1000 populations connues

³ Introduction en provenance de Suède, (Laurent et Vey, 1986)

7. Bilan des investigations menées en 2018 et 2019

L'ensemble du site a été prospecté selon deux principales méthodes : la prospection nocturne et la pose de nasses. Plus spécifiquement pour les poissons, il a été réalisé des pêches électriques.

Les nasses ont été utilisées pour la caractérisation de la population de cistudes et pour la CMR écrevisses.

Les protocoles de Présence/Absence ont permis de mettre en évidence que les inventaires par prospections nocturnes visuelles sont très efficaces pour la détection de trois des quatre groupes étudiés, à savoir les écrevisses (90 %), les poissons (70 %) et les amphibiens (60 à 80 % selon l'espèce). Cela confirme donc la fiabilité de nos résultats et notamment des cartographies de répartition de ces trois groupes.

7.1 Ecrevisse de Louisiane

Lors des premières prospections en 2018, l'écrevisse de Louisiane n'a pas été observée dans le chenal ni sur le lit vif du Fangu ; elle a par contre été observée sur tout le reste du marais avec de grosses disparités de densités visuelles. En effet, il n'a été observé que quelques individus sur l'exutoire 6 ou le bras nord alors que sur la multitude de bras avoisinant l'exutoire 3 il en a été observé des centaines. Les prospections de mai 2019 ont permis de confirmer cette tendance puisqu'il a été observé des PCC dans toutes les zones en eau (mares plus ou moins temporaires et chenaux d'écoulement) à l'exception des mares temporaires du lit vif situées dans les bancs de graviers, et de la mare pourpre qui semblait déconnectée à l'époque de l'inventaire. Les niveaux d'eau ne permettant pas la prospection du chenal, ce secteur n'a été prospecté qu'en juin. A cette occasion, il a été observé quelques PCC dans le chenal et dans les roselières le bordant sur sa partie nord. Les prospections de juin ont confirmé la très large répartition des PCC qui occupent aujourd'hui la quasi-totalité du site.

Les estimations de taille de populations d'écrevisses de Louisiane par CMR sur les mares où ont été réalisées les captures depuis 2014 semblent confirmer les premières impressions visuelles de 2018 : les densités présentes ne sont pas très importantes par rapport à ce qui peut être observé sur le continent, à savoir plusieurs dizaines d'individus au m² en visuel. De manière visuelle également, il n'a pas été constaté de forts impacts sur les milieux (très faible densité de terriers et présence d'herbiers). Il a tout de même été observé une sérieuse réduction de la surface des herbiers de callitriches entre le printemps et l'été (cf. 5.4.3) mais pas de disparition totale comme c'est régulièrement le cas en cas d'invasion par cette écrevisse.

La probabilité de capture reste très faible, ce qui conduit à des estimations de taille de populations relativement peu précises. Néanmoins, il semble que la population (sur la zone de capture) soit plus importante en mai qu'en juin alors que les niveaux d'eau ayant baissé, cela aurait dû conduire à l'inverse, soit une concentration des individus dans les mares piégées. En effet, bon nombre de bras en eau se retrouvaient à sec au mois de juin alors qu'ils étaient alimentés au mois de mai et que des PCC y étaient présentes. Il n'a été observé qu'un seul déplacement d'individu marqué et recapturé entre une mare en bord de lit vif et la mare 7, soit 150 m environ. Ce qui est extrêmement modeste comparé aux 16,4 km de déplacement en 5 jours constatés dans le delta du Guadalquivir en Espagne.

Bien que lors du suivi des verveux (mares 2 et 3 ; du 12 mai au 3 juin) il a été constaté une forte tendance à la dévalaison des PCC au fur et à mesure de la baisse des niveaux, on constate

à l'inverse, un mouvement des anguilles mais dans l'autre sens. Cet important transit d'anguilles et les observations récurrentes de cette espèce dans l'essentiel des secteurs allant s'assécher peut très bien expliquer la réduction des effectifs de PCC au cours de la saison. L'absence d'activité des PCC à proximité des anguilles ne semble pas ressortir dans les résultats des modèles de co-occurrence, certainement car les tronçons de 20 m sont trop longs pour traduire la réduction d'activité ponctuelle observée en prospection nocturne.

Le traitement des données de captures des années 2014 à 2017 a permis de montrer une probable période de reproduction (accouplements) en juillet mais les suivis thermiques (pertes de sondes et enregistrements tronqués) ne permettent pas de confirmer cette hypothèse. Même si en Brenne les agents de la brigade écrevisses⁴ capturent régulièrement des femelles grainées il est tout à fait possible que sur le delta du Fangu celles-ci ne sortent pas de leurs caches pour assurer la survie de leur ponte en raison de la prédation probable exercée par les anguilles.

L'arrêt des captures de régulation en 2018 et 2019 a permis (vraisemblablement) la reconstitution d'une population équilibrée mais ne présentant pas des effectifs notablement supérieurs à ceux estimés sommairement avec la méthode de De Lury. Les captures de « régulation » menées de 2014 à 2017 n'ont pas permis la moindre régulation effective des PCC dans le delta du Fangu, elles ont tout au plus permis de modifier la structure de la population.

L'ensemble des investigations menées sur le delta du Fangu nous conduit à conclure en une absence d'effet négatif significatif de cette espèce sur cet écosystème. Sauf si elle est responsable de l'absence de recrutement sur la population de cistudes par prédation des jeunes. Ainsi, malgré l'omniprésence actuelle de l'écrevisse sur le site, sa densité modérée permet encore un certain équilibre écologique et la présence d'espèces sensibles et patrimoniales.

7.2 Poissons

En raison de la faible conductivité et de l'encombrement des milieux (mares fortement encombrées par des branches), la pêche électrique s'est avérée peu efficace ; aucun calcul d'effectif au moyen de cette méthode n'est réalisable pour l'estimation des tailles de populations de poissons. Pour ce qui est de la répartition des espèces, cela est largement compensé par l'efficacité des prospections nocturnes. Ces dernières ont montré l'omniprésence de l'anguille sur l'ensemble du site, avec une très forte densité dans le chenal en été (2018) et une répartition plus homogène au printemps, même s'il faut tout de même relativiser ces indications de densité en raison de la méthode utilisée. En effet il n'est pas possible d'estimer les effectifs en prospection visuelle puisque l'activité du moment conditionne le nombre d'observation. Par contre nous sommes passés plusieurs fois sur chaque site à chaque semaine de terrain et les effectifs observés à chaque passage étaient très similaires.

7.3 Amphibiens

Concernant les amphibiens, une nouvelle espèce a été observée sur le Delta : le discoglosse corse, première mention de cette espèce au niveau de la mer. Les espèces les plus communes (grenouille de berger et rainette sarde) sont très présentes sur le site et côtoient de ce fait les zones à PCC et à anguilles. Il n'a pas été mis en évidence d'évitement spécifique mais cela semble compliqué du fait de l'omniprésence des PCC sur la zone d'étude. Deux des trois

⁴ Le PNR de Brenne est doté d'une brigade de 4 agents assurant des captures de régulation de PCC.

espèces à fort enjeu patrimonial (crapaud vert et discoglosse corse), de par leur écologie spécifique (reproduction dans des annexes hydrauliques situées en bancs de graviers), ne semblent pas être menacées par la présence de l'écrevisse de Louisiane. Le discoglosse sarde (enjeu patrimonial européen), quant à lui, possède ses sites de reproduction sur les zones de présence de l'écrevisse de Louisiane, menaçant possiblement à terme ses populations. Cependant, les indices de reproduction (pontes et têtards observés) montrent une cohabitation avec la PCC sans effet probable sur le succès de reproduction des amphibiens, par exemple dans l'aulnaie marécageuse où le discoglosse sarde est relativement fréquent.

Noter que dans les marais de l'ouest de la France, l'invasion de la PCC entraîne en seulement quelques années, une régression spectaculaire du succès de reproduction et des niveaux d'abondance de taxons tels que la Rainette ibérique ou les grenouilles vertes au sens large (obs. pers.). Or, dans le site d'étude, la Rainette sarde et la grenouille (verte) de Berger, particulièrement fréquentes dans les mares permanentes en milieu ouvert (pâtures) à semi-ouvert (lisières), présentent encore des indices de reproduction peu préoccupants.

De plus, nous n'avons observé aucun amphibien « mutilé » par une PCC, comme cela est fréquent dans les zones humides du continent, envahies par PCC (obs. pers.). Noter qu'un seul cas de prédation sur un amphibien a été constaté, chez l'anguille (Figure 13), et qu'elle est suspectée chez la Couleuvre helvétique corse (*Natrix helvetica corsa*), espèce batrachophage dont deux individus ont été observés dans la mare 6 en 2018.

7.4 Cistude d'Europe

Une centaine de pièges à cistudes ont été posés sur chaque campagne de terrain en 2019 (soit environ 600 nuit/pièges au total) ; il a été particulièrement ciblé les zones propices aux juvéniles en termes d'habitats et d'emplacement par rapport aux sites de pontes identifiés par le CEN et identifiés sur le terrain. Or, sur les 65 individus capturés en 2019, aucun juvénile n'a été capturé ni même observé, corroborant ainsi les résultats du CEN en 2012 qui montraient un potentiel problème de recrutement.

Malheureusement, sans étude approfondie de la population par CMR (malgré toutes les complexités de piégeage que cela représente, notamment dans le chenal), permettant une estimation fine des paramètres démographiques de la population et de ses effectifs, il semble difficile de statuer sur ces problèmes structurels (déséquilibre en termes de classe d'âge) et sur l'état de conservation en général de la population de cistude d'Europe sur le site.

Ce que nous pouvons relater cependant, à dire d'expert uniquement, c'est que :

1-) la recapture de 38 % des individus marqués par le CEN en seulement deux sessions de piégeage réalisées principalement sur des secteurs différents, et ce, sept ans après, laisse penser que la population présente n'est pas si nombreuse (quelques centaines d'individus) et que la survie des individus est élevée.

2-) le déséquilibre marqué de l'âge-ratio de la population est potentiellement inquiétant, il montre une population vieillissante, il soulève un problème potentiel de recrutement et donc de pérennité de la population.

La proportion d'individus juvéniles peut se révéler extrêmement variable d'une population à l'autre, elle peut atteindre jusqu'à 30 ou 40 % dans les populations les plus dynamiques ou être d'à peine 10 % dans les populations les plus stables. A titre de comparaison, sur les autres sites Corse étudiés, la population présentait 25 % d'individus immatures sur l'étang de Canniccia (Priol, 2019), 6 % sur l'étang de Tanchiccia (Priol, 2018). L'important n'est pas le nombre d'immatures capturés, ni même sa proportion dans une population, l'important est que le recrutement de nouveaux adultes compense la perte due à la mortalité, et encore une

fois, sans modélisation de la dynamique de population, sans estimation de la survie ni du recrutement, il est impossible de statuer sur la situation des cistudes du Delta.

Toujours est-il que le recrutement n'est pas complètement nul puisque deux jeunes individus adultes ont été capturés cette année, individus qui devaient avoir 2 ou 3 ans en 2012, et que l'abondance de vieux individus adultes tend à confirmer une survie adulte élevée. Trois hypothèses en ressortent :

a- la population présente une survie adulte très élevée et ne nécessite donc que très peu de recrutement ;

b- la population est largement vieillissante car le succès de ponte ne permet pas un recrutement de nouveaux individus suffisant pour rééquilibrer les classes d'âge ;

c- la population est vieillissante car la survie juvénile est trop faible pour permettre un recrutement suffisant de nouveaux adultes.

a- Cette hypothèse laisserait penser à un équilibre atteint dans la population par rapport à la capacité de support du milieu. Le Delta du fangu présente des milieux favorables à la cistude d'Europe, la disponibilité en habitats variés pour réaliser son cycle annuel (hibernation, activité, ponte...), la disponibilité en nourriture, qui à priori permettraient d'accueillir une belle population. L'instabilité des conditions hydriques et les variations importantes de niveaux d'eau peuvent cependant représenter des contraintes importantes pour l'espèce, limitant possiblement son importance numérique.

b- Il semble y avoir sur le site du Delta beaucoup de sites de pontes potentiels, et notamment toute la plaine et ses prairies pâturées. Les sols y sont sableux, la végétation rase, l'exposition variable. Les mares prairiales constituent d'excellentes zones de croissance à juvéniles, avec leur végétation aquatique abondante. Ces milieux, fortement favorables sont malheureusement soumis régulièrement à de fortes inondations, couvrant la plaine d'eau et condamnant ainsi toute ponte réalisée au niveau de la mer. Ces fréquentes inondations peuvent expliquer à elles seules un faible succès de ponte sur le site, où seuls les œufs des nids localisés hors zone prairiale, comme sur le versant du massif au nord du site par exemple, présentent des chances d'éclosion. Ces secteurs de maquis bas, hautement végétalisés et caillouteux s'avèrent moins attractifs pour les cistudes mais certainement plus efficaces en termes de succès de ponte.

c- très peu d'individus immatures ont été ou sont observés sur le Delta du Fangu. Ceci aurait pu être dû aux difficultés d'observation dans les milieux fermés du site. Mais ni les prospections régulières du delta en canoé, ni les deux années de piégeage sur la totalité du linéaire secondaire du site n'ont permis de compenser ce manque d'observation. Les zones favorables aux juvéniles sont très nombreuses sur le site (aulnaie marécageuse, mares prairiales, jonchaie...) et devraient permettre la croissance des individus immatures en toute sécurité. Seule l'abondance de prédateurs, qu'il s'agisse d'anguilles ou de PCC, retrouvés absolument partout sur le site en 2019, qu'il s'agisse des exutoires, des mares ou de l'aulnaie, pourrait expliquer une faible survie juvénile. Les anguilles ayant toujours été présentes sur le secteur, l'arrivée de l'écrevisse dans les années 2008 pourrait avoir accentué les risques de mortalité des jeunes individus.

La population du Delta du Fangu n'est pas assez connue pour statuer sur son état de conservation. Les différents éléments dont on dispose (déséquilibre d'âge-ratio, absence de juvéniles), et les différentes menaces identifiées (prédation, inondation) nous laissent toutefois dubitatifs quant à sa pérennité sur le long terme. L'arrivée de l'écrevisse de Louisiane sur le

site, ne peut constituer à elle seule, aux vues de sa densité relativement faible, une cause d'extinction de la cistude d'Europe, mais elle peut contribuer à son déclin en constituant une menace supplémentaire sur une population potentiellement fragilisée.

8. Mesures de gestion envisagées et perspectives

8.1 Poissons

Bien que très présentes visuellement, la population d'anguille européenne observée sur l'ensemble du site ne semble pas si importante au regard d'autres lagunes méditerranéennes. De plus la répartition spatiale au sein du site est très disparate et probablement saisonnière. Il serait intéressant de rétablir un maximum de connexion entre le chenal et les bras secondaires pour augmenter les densités d'anguilles et anguillettes sur le site. En effet, lors de la mise en eau du marais par les crues, le débit d'attrait est concentré sur le lit vif du Fango, et limite en partie la colonisation du marais par les anguilles. Ceci permettrait également une prédation plus forte des PCC par les anguilles de taille moyenne (40-60cm).

8.2 Amphibiens

Le peuplement d'amphibiens ne présente pas de signe d'un éventuel état de conservation défavorable.

Cependant, nous avons constaté que l'intervention mécanique de l'homme sur le cordon de galets littoral pour accélérer l'étiage du delta, a certainement un impact négatif lorsqu'il est pratiqué en période de ponte et de développement larvaire des amphibiens (discoglosse sarde, rainette sarde, grenouille de Berger). En effet, des secteurs entiers de la zone humide se retrouvent hors d'eau en quelques jours à peine, ce qui compromet la survie des têtards dans de nombreux sites de reproduction. L'habitat d'espèce le plus sensible à cette « décrue » est sans doute l'aulnaie marécageuse, site de reproduction du Discoglosse sarde principalement, de mars à juillet. Nous recommandons donc de favoriser un fonctionnement naturel de fermeture ou d'ouverture du cordon de galets, régulant le niveau d'eau du delta.



Figure 32 : Aspects d'un même secteur au centre de l'aulnaie marécageuse, avant (07/05/2019) et après (09/05/2019) l'ouverture artificielle du cordon de galets littoral

8.3 Cistude d'Europe

La gestion du site par pâturage est tout à fait en adéquation avec la présence de la Cistude d'Europe. Les diverses activités anthropiques réalisées sur le delta n'ont pas été identifiées comme menaçantes pour l'espèce. Il faudrait toutefois veiller à limiter la pollution au plomb nuisible à terme pour les animaux au sommet de la chaîne alimentaire, les carnivores ou détritivores comme la cistude notamment.

Il paraît difficile de limiter la pression de prédation sur l'espèce par un contrôle des prédateurs, et notamment les anguilles, car elles régulent très probablement les PCC. Les limiter ou empêcher leur colonisation à certains secteurs engendrerait très certainement une augmentation des densités de PCC.

Une des seules opérations qui semble réalisable en faveur de la cistude sur le Delta, serait l'aménagement de sites de pontes favorables à l'espèce, soit par l'entretien mécanique (avant période de ponte, soit en mai) d'une partie du maquis bas présent sur les secteurs nord, soit par l'aménagement d'une dune artificielle hors zone inondable. Encore faudrait-il être sûr que le succès de ponte est faible sur le site, et qu'il constitue un élément préjudiciable pour la population.

La recommandation la plus pertinente que l'on puisse suggérer paraît de commencer par la réalisation d'une étude fiable et robuste de la dynamique de la population par CMR, afin d'estimer sur plusieurs années, la survie annuelle et le taux de recrutement. Cette étude permettrait de trancher entre les trois hypothèses émises en discussion, à savoir y-a-t-il un équilibre dans cette population, ou est-elle en train de décliner par le vieillissement et le non-renouvellement de ses individus ? Les données collectées dans le cadre de cette étude de 2019 et de celle du CEN en 2012, ne pourront malheureusement pas être exploitées, puisque ces suivis n'avaient pas pour but l'étude de la démographie de la population (avis du CSRPN contre la mise en place d'une CMR). Si une étude par CMR s'avère prioritaire sur le site, elle devra être réalisée sur deux à trois années, selon un minimum de trois sessions de capture par an (viser plutôt quatre ou cinq) sur la totalité du site. Des nasses cylindriques seront disposées dans les milieux fermés et stables, des verveux dans les milieux linéaires secondaires, selon un effort minimum d'une centaine de pièges disposés dans tous les milieux favorables hors Delta pendant trois à quatre jours. Les données devront être analysées statistiquement, comme le prévoit le PNA en faveur de l'espèce (SHF, 2019), afin d'ajuster et d'optimiser le protocole au fur et à mesure, et de permettre une estimation des paramètres démographiques de la population, seule information qui permettra de statuer sur son état de conservation.

8.1 Ecrevisse de Louisiane

Il apparaît que la relance d'un protocole de capture de régulation tel qu'il a été mis en œuvre de 2014 à 2017 est absolument inutile. Pour avoir une petite chance de réguler réellement la population de PCC du delta du Fangu il serait nécessaire de poser des centaines de nasses, notamment dans l'aulnaie marécageuse, ce qui est complètement irréalisable.

Le fait de favoriser la présence d'anguilles ne peut qu'augmenter la régulation de la manière la plus naturelle (et économique) possible.

L'espèce ne présentant pas d'impact évident sur les écosystèmes pour le moment, il semble que le suivi soit la meilleure mesure à adopter.

Les protocoles conduits jusqu'alors montrent une forte volonté d'action sur le territoire avec deux principales justifications : c'est une des deux seules populations de PCC de Corse et le delta du Fangu est un milieu remarquable.

Deux types de suivi peuvent être mis en place en fonction des budgets disponibles et de l'implication sur cette thématique.

1. Suivi léger avec mise en œuvre de CMR tous les 3 à 5 ans mais en ajustant le périmètre de capture pour prendre en compte la dynamique de population dans l'exutoire 3 et aux environs dans l'aulnaie marécageuse.
2. Suivi plus lourd et complet tous les deux ans avec une étude des déplacements des PCC, des anguilles et pouvant permettre aussi la réalisation de CMR sur les cistudes avec détection de jeunes.

Le suivi léger :

- Maintien de la pression de capture à 2 nasses par unité piégée et rajout d'une nasse par 10 m linéaire sur l'exutoire 3 sur les 100 premiers mètres à l'aval de la mare 3 ;
- Peut-être analysé avec des méthodes d'estimation par enlèvements successifs ;
- Serait plus robuste avec des CMR mais il est inutile de marquer avec des puces RFID car il est probable que les PCC ne vivent que très rarement plus de 3 ans ;
- Une campagne d'une semaine en mai et une en juin.

Le suivi complet :

- Pose de verveux en verrous stratégiques : AM mare 2 / AV mare 3 / AV mare 5 et dans les différents exutoires 6, 5, 3, bras nord ;
- Suivi trois fois par semaine sur 2 à 3 mois chaque année de suivi ;
- Corrélation des niveaux observés avec les piézométriques ;
- Marquage par puces RFID intéressant car survie de deux ans probable.

Dans les deux cas il est possible de pratiquer des dissections pour affiner le cycle de reproduction (observation fine des gonades) et de déterminer l'âge des individus en fonction de la taille par la réalisation et l'observation de coupes des osselets gastriques (Leland, Bucher, & Coughran, 2015). Des dissections d'essais peuvent être réalisées à partir des individus conservés dans l'alcool suite aux captures hors zone de CMR en juin 2019.

Dans les deux cas également il est possible de réaliser des analyses moléculaires sur les fèces des cistudes, des anguilles et des écrevisses pour déterminer s'il y a des relations de prédatons marquées d'un groupe sur un autre. Pour être fiables ces analyses doivent être réalisées à plusieurs périodes de l'année car les préférences alimentaires varient couramment selon les saisons.

La complexité des relations interspécifiques augmenté par la complexité de l'écosystème particulier, mais bien préservé et diversifié, du delta du Fangu ne permet pas de proposer une mesure de gestion de l'écrevisse de Louisiane.

Cependant nous recommandons un suivi plus ou moins précis en fonction des moyens disponibles. L'idéal serait sûrement de co-encadrer une thèse et un stage de master sur une ou deux saisons pour pouvoir maintenir une forte pression d'inventaire et ainsi espérer pouvoir conclure plus précisément sur l'impact réel de cette espèce dans le delta du Fangu.

9. Références bibliographiques citées

- Arrignon, J. (1996). *L'écrevisse et son élevage*. éditions Lavoisier / TEC et DOC.
- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New-York, USA.
- Daydé, J. (2016). Suivi de l'écrevisse de Louisiane, *Procambarus clarkii*, dans l'embouchure du Fangu (Corse) et propositions de gestion. *Mémoire de Master 2*, 70 p.
- Delmas, V. (2006). *La tortue à tempes rouges, une espèce exotique et introduite en France: Premiers résultats sur les potentialités de colonisation de l'espèce* (Université de Paris XI Orsay). Retrieved from http://129.175.106.17/epc/conservation/Public/Delmas_2007_PhD.pdf
- De Lury D.B. (1947). On the estimation of biological populations. *Biometrics*. Vol 3: 145-167
- DREAL Corse, . - 940004138, DELTA DU FANGO. - INPN, SPN-MNHN Paris, 31P. <https://inpn.mnhn.fr/zone/znieff/940004138.pdf>
- Francesco, G., Matteo, F., Siesa, E., Bernardi, F. De, & Padoa-schioppa, E. (2012). *Complex impact of an invasive crayfish on freshwater food webs*. 2641–2651. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0323-1>
- Gargominy, O., Bouchet, P., Pascal, M., Jaffré, T., & Tourneur, J. C. (1996). Conséquences des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 51(4), 375–402.
- Gherardi, F. (2006). Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(3), 175–191. <https://doi.org/10.1080/10236240600869702>
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J., & Tricarico, E. (2011). Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquatic Sciences*, 73, 185–200. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0181-z>
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., & Sibley, P. J. (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 394–395(11), 46. <https://doi.org/10.1051/kmae/2009025>
- J. Cruz, M., Rebelo, R., & G. Crespo, E. (2006). Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography*, 29(3), 329–338. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04333.x>
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T. M., Jetz, W., Ibsch, P. L., Nowicki, C., ... Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(23), 9322–9327. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810306106>
- Leland, J. C., Bucher, D. J., & Coughran, J. (2015). Direct Age Determination of a Subtropical Freshwater Crayfish (Redclaw, *Cherax quadricarinatus*) Using Ossicular Growth Marks. *Plos One*, 10(8), e0134966. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134966>
- Lodge, D. M., Deines, A., Gherardi, F., Yeo, D. C. J., Arcella, T., Baldridge, A. K., ... Zeng, Y. (2012). Global Introductions of Crayfishes: Evaluating the Impact of Species Invasions on Ecosystem Services. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 27. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-111511-103919>

- MacKenzie D. I., Nichols J. D., Lachman G. B., Droege S., Royle J.A., Langtimm C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 2248-2255.
- MacKenzie D. I., Bailey L. L., Nichols J. D. 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology* 73, 546-555.
- MacKenzie D. I., Nichols J. D., Royle J. A., Pollock K. H., Bailey L. L., Hines J. E. 2006. *Occupancy estimation and modeling, inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, Elsevier, 324p.
- Najean, C., Collas, M., Poulet, L., Larmande, P., & Tournebize, T. (2009). *Synthèse des connaissances, expérimentation de piégeage de l'Écrevisse de Louisiane (Procambarus clarkii) sur une gravière de Lassicourt (Aube) et premières données sur la population étudiée*.
- Neveu, A. (1997). L'Introduction D'Espèces Allochtones De Grenouilles Vertes En France , Deux Problèmes Différents: Celui De R . Catesbeiana Et Celui Des Taxons Non Presents Du Complexe Esculenta. *Bulletin Francais de Pêche et de Pisciculture*, 344-345(d), 165-171.
- Nichols J.D., Hines J.E., Pollock K.H., Hinz R.L. & Link W.A. 1994. Estimating breeding proportions and testing hypotheses about costs of reproduction with capture-recapture data. *Ecology*, 75, 2052-2065.
- Otis D. L., Burnham K. P., White G. C., Anderson D. R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- Paillisson, J., Roussel, J., Tréguier, A., Surzur, G., & Damien, J. (2011). Préservation de la biodiversité face aux invasions de l' écrevisse de Louisiane (Procambarus clarkii) Rapport d'étape. *Rapport ONEMA-INRA-PNR Brière*, 104.
- Peay, S., Guthrie, N., Spees, J., Nilsson, E., & Bradley, P. (2009). The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (394-395), 15. <https://doi.org/10.1051/kmae/2010003>
- Penn, G. H. (1954). Introductions of American Crawfishes into Foreign Lands. *Ecology*, 35(2), 296 CR-Copyright © 1954 Ecological Society. <https://doi.org/10.2307/1931131>
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000). Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50(1), 27. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAECON\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECON]2.3.CO;2)
- Pradel R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52, 703-709.
- Pradel R., Choquet R., Lima M.A., Merritt J. & Crespín L. 2009. Estimating population growth rate from capture-recapture data in presence of capture heterogeneity. *J. Agric., Biol. Environ. Stat.* 15(2): 248-258.
- Priol P. 2018. Analyses statistiques préliminaires de données de Capture-Marquage-Recapture de Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) dans l'étang de Tanchiccia en Corse. Rapport pour le Conservatoire d'Espaces Naturels Corse, 8p.
- Priol P. 2019. Analyses statistiques préliminaires de données de Capture-Marquage-Recapture de Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) dans l'étang de Canniccia en Corse. Rapport pour le Conservatoire d'Espaces Naturels Corse, 8p.

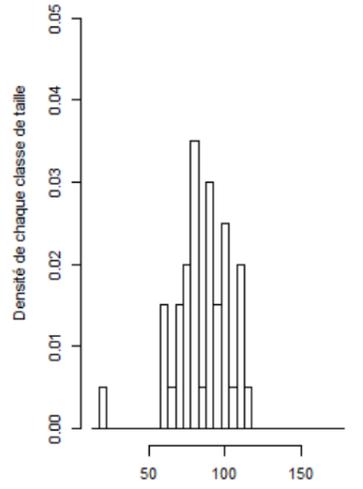
- Rodríguez, C. F., Bécares, E., & Fernández-Aláez, M. (2003). Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia*, 506–509(1984), 421–426. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008626.07042.87>
- Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., & Soubeyran, Y. (2015). Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques - Connaissances pratiques. In *Comprendre pour agir - ONEMA* (Vol. 1).
- Savini, B. D., Ambrogi, A. O., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., ... Evoluzionistica, B. (2010). The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01503.x>
- Sepkoski, J. J. J. (1986). Phanerozoic Overview of Mass Extinction. In D. M. Raup & D. Jablonski (Eds.), *Patterns and Processes in the History of Life* (pp. 277–295). https://doi.org/10.1007/978-3-642-70831-2_15
- Teyssèdre, A. (2004). Vers une sixième grande crise d'extinctions? *Biodiversité et Changements Globaux*, 24–49. Retrieved from http://www.researchgate.net/profile/Anne_Teyssedre/publication/239927348_Vers_une_sixieme_grande_crise_d_extinctions_/links/0deec528912a906e82000000.pdf
- Veitch, C., & Clout, M. (2002). Turning the tide: the eradication of invasive species. *Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives*, (27), viii-414 pp. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Turning+the+Tide+:+The+Eradication+of+Invasive+Species#2>
- SHF, 2019. Plan National d'Actions en faveur de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) 2020-2029. Ministère de la transition Ecologique et Solidaire. 117p
- Stanley T. R. & Burnham K. P. 1999. A closure test for time-specific capture–recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6: 197–209.
- Stanley T.R. & Richards J.D. 2011. CloseTest. USGS Fort Collins Science Center.
- White G.C. & Burnham K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120–138.
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607–615 CR-Copyright © 1998 Oxford Univers. <https://doi.org/10.2307/1313420>

10. Annexes

10.1 Graphiques des distributions de tailles au sein des effectifs capturés de 2014 à 2017

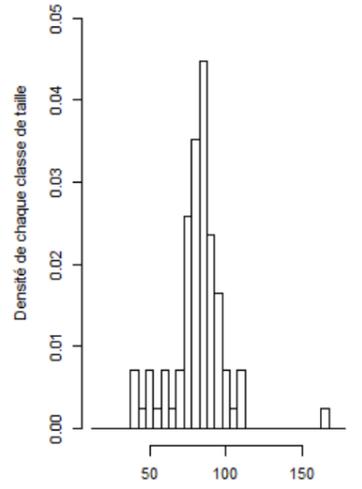
10.2 Tableau des individus recapturés et de leurs lieux de capture, taille et stade de maturité gonadique à chaque capture

Année 2014 - S 19 - 40 ind.



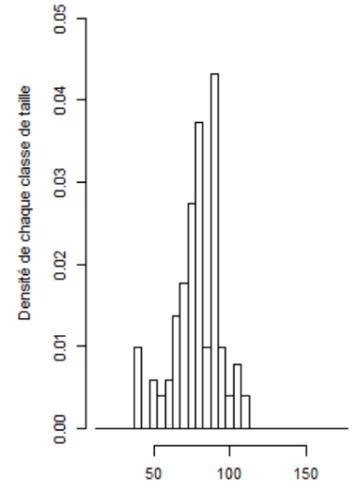
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 20 - 85 ind.



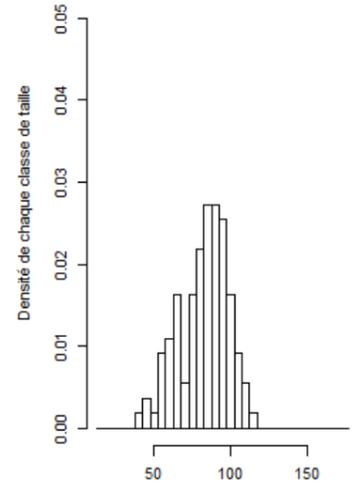
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 21 - 102 ind.



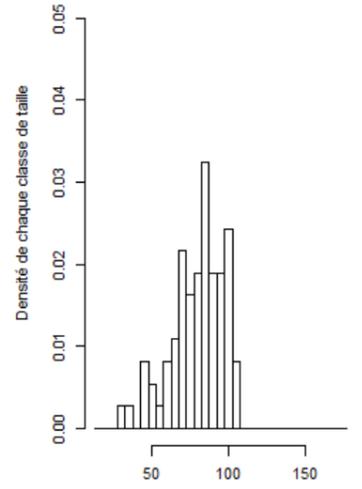
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 22 - 110 ind.



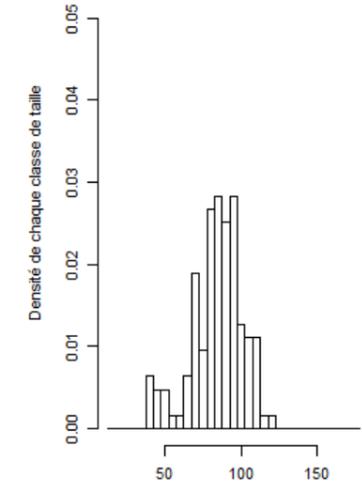
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 23 - 74 ind.



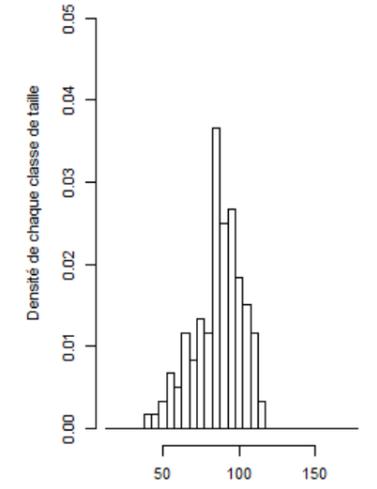
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 24 - 127 ind.



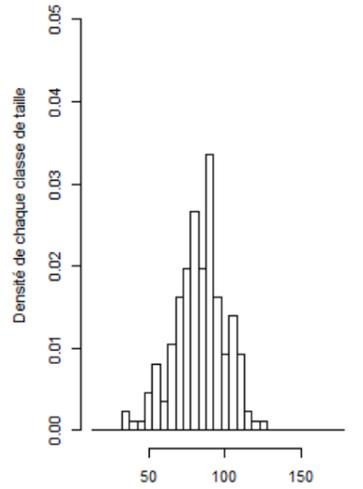
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 25 - 120 ind.



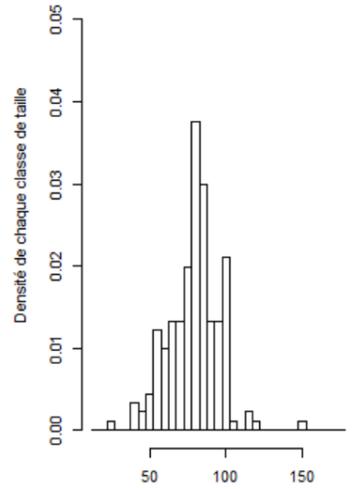
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 26 - 173 ind.



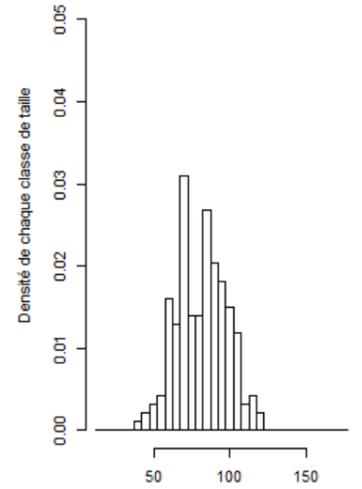
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 27 - 181 ind.



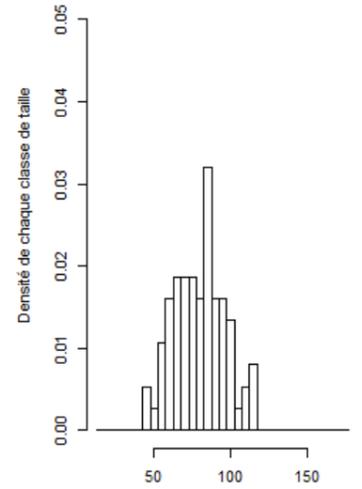
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 28 - 187 ind.



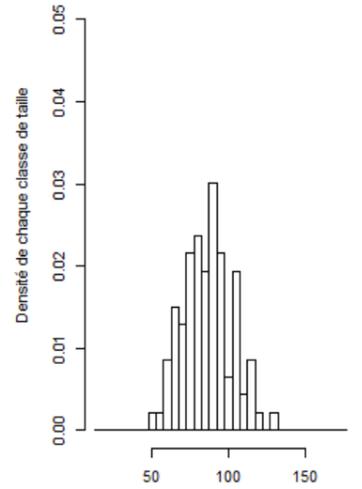
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 29 - 75 ind.



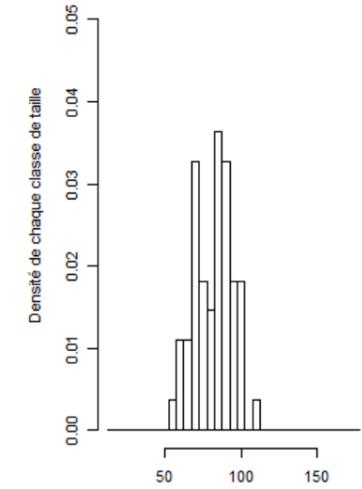
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 30 - 93 ind.



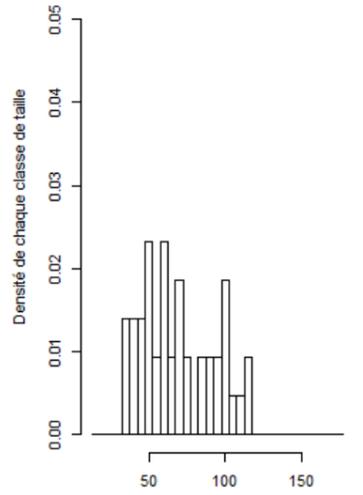
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 31 - 55 ind.



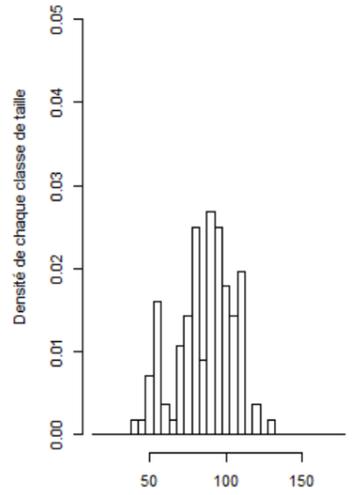
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 19 - 43 ind.



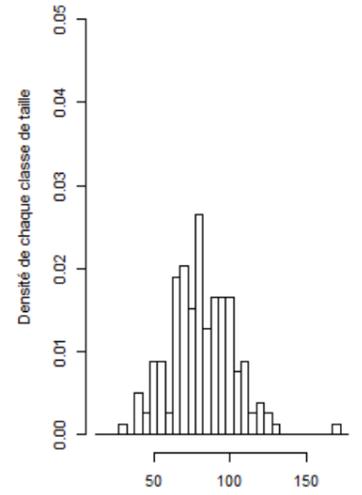
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 20 - 112 ind.



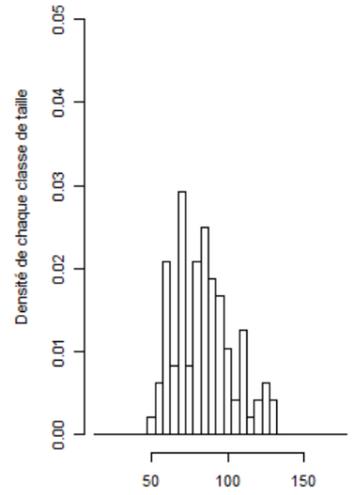
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 21 - 158 ind.



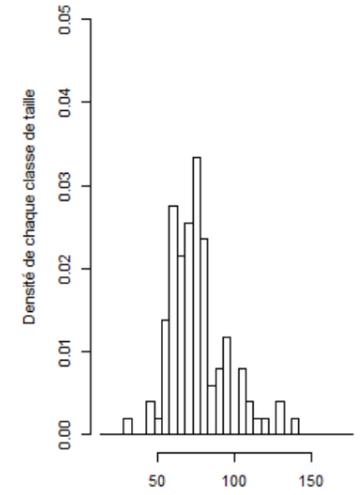
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 22 - 96 ind.



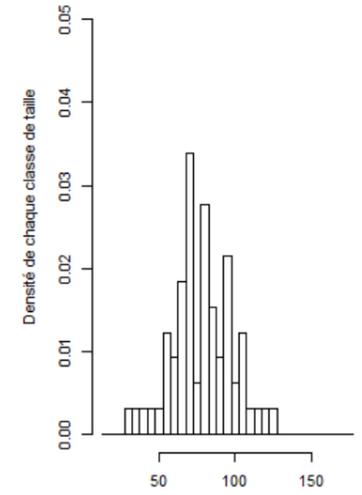
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 23 - 102 ind.



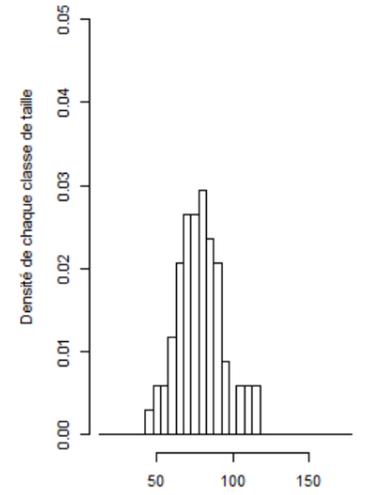
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 24 - 65 ind.



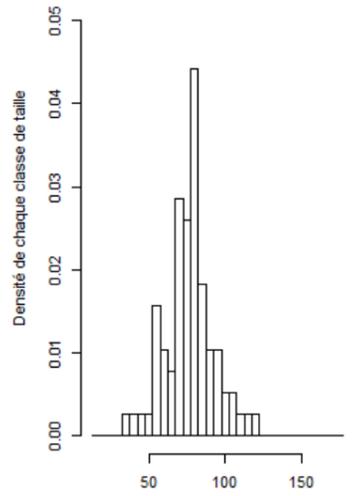
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 25 - 68 ind.



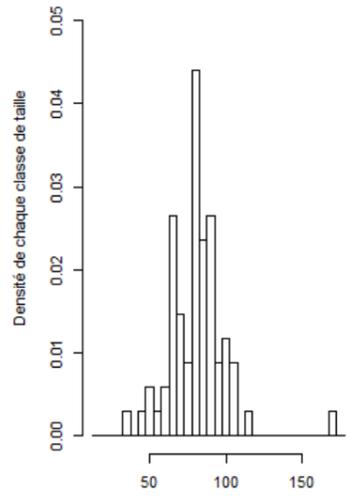
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 26 - 77 ind.



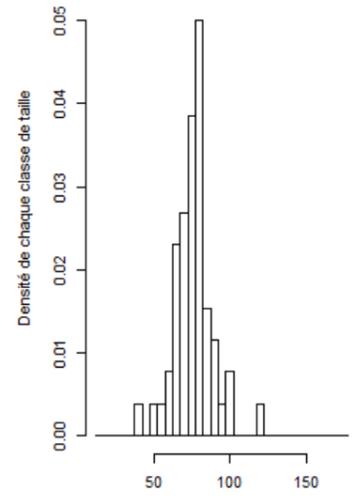
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 27 - 68 ind.



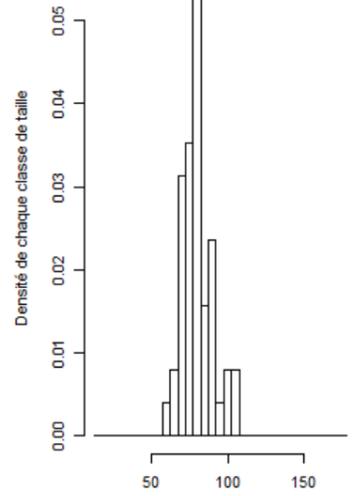
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 28 - 52 ind.



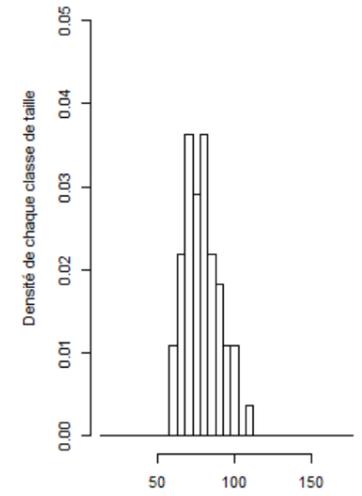
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 29 - 51 ind.



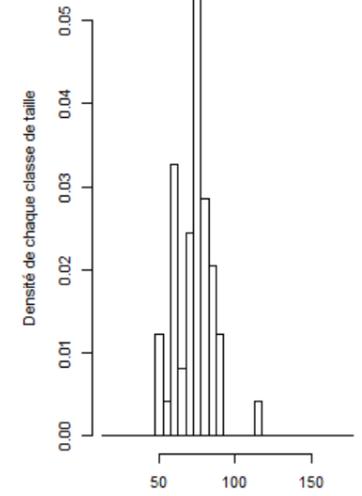
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 30 - 55 ind.



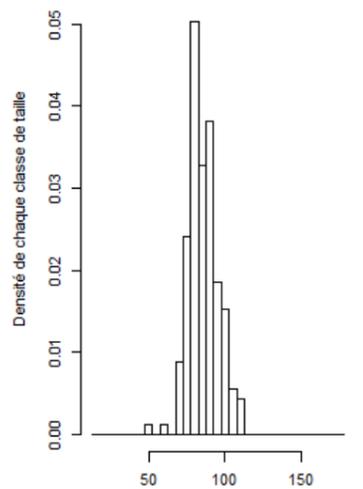
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 31 - 49 ind.



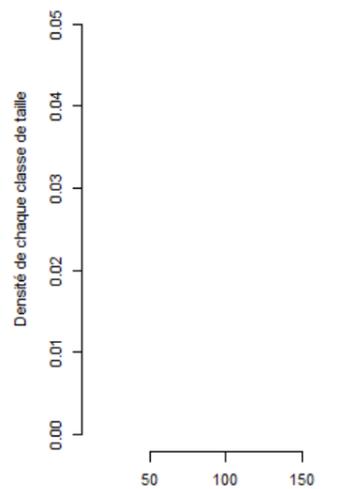
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 18 - 183 ind.



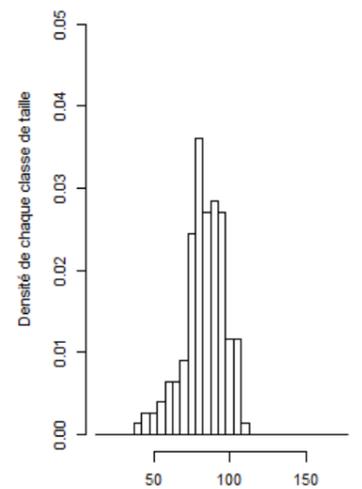
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - pas de captures S19



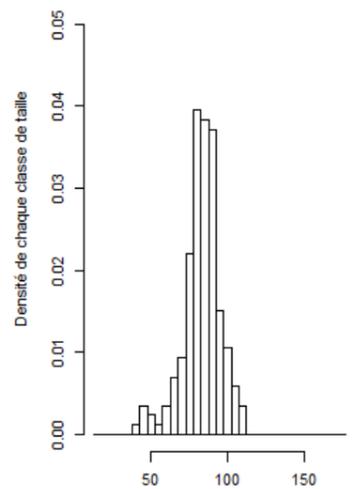
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 20 - 155 ind.



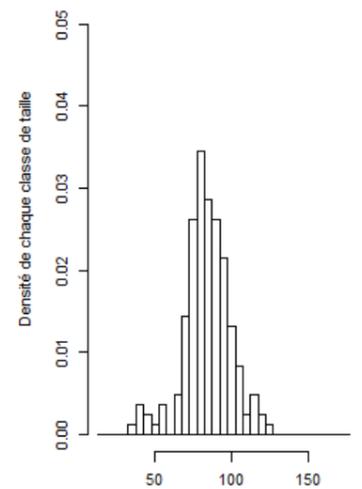
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 21 - 172 ind.



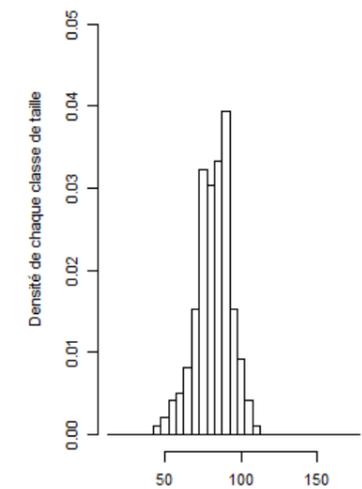
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 22 - 168 ind.



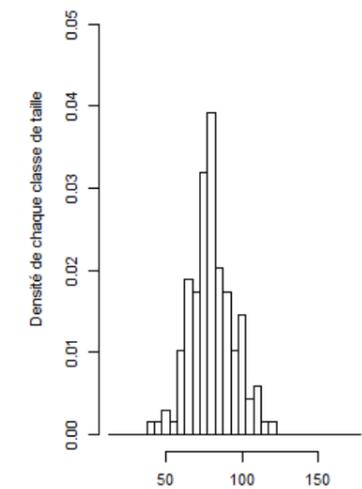
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 23 - 198 ind.



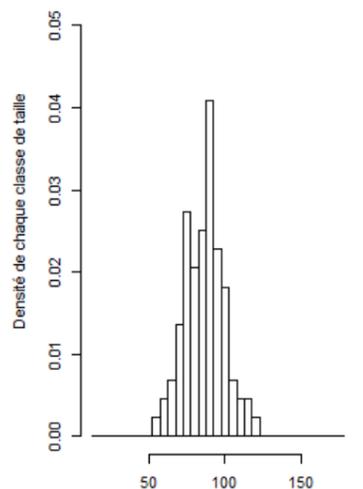
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 24 - 138 ind.



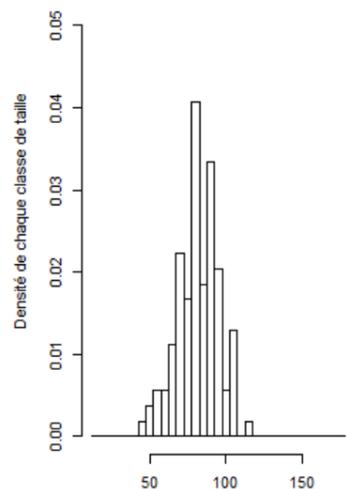
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 25 - 88 ind.



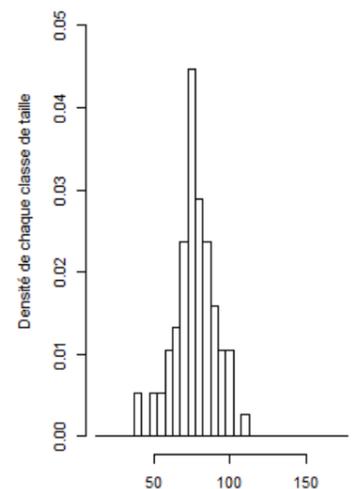
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 26 - 108 ind.



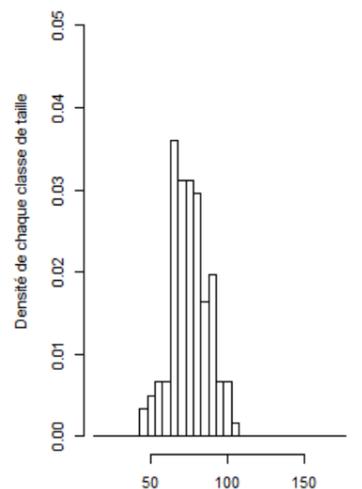
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 27 - 76 ind.



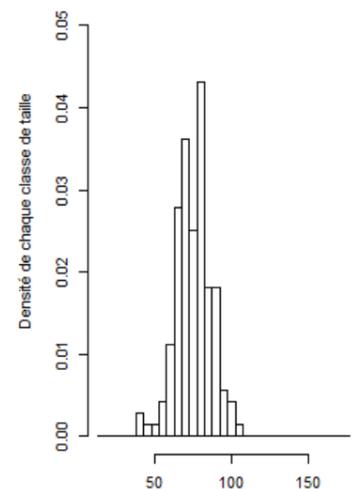
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 28 - 122 ind.



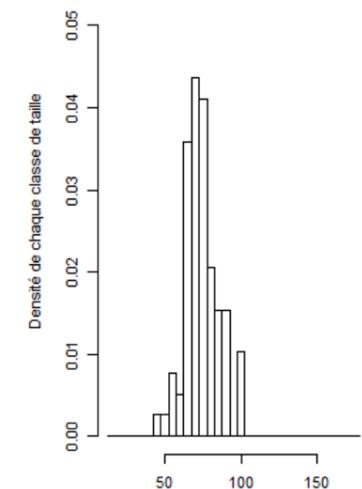
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 29 - 144 ind.



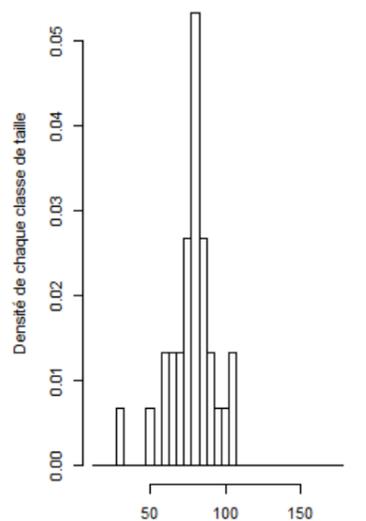
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 30 - 78 ind.



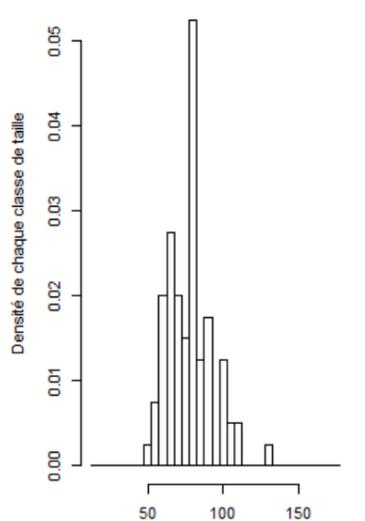
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 19 - 30 ind.



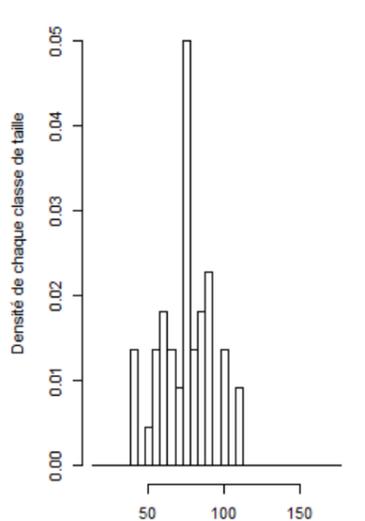
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 20 - 80 ind.



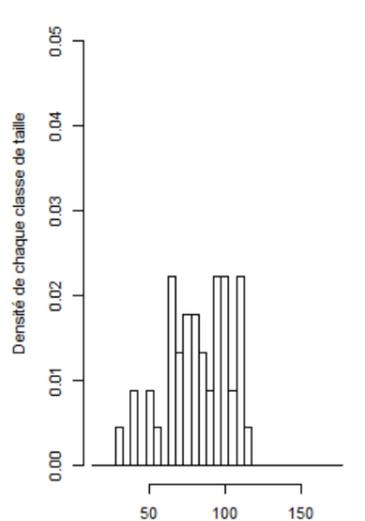
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 21 - 44 ind.



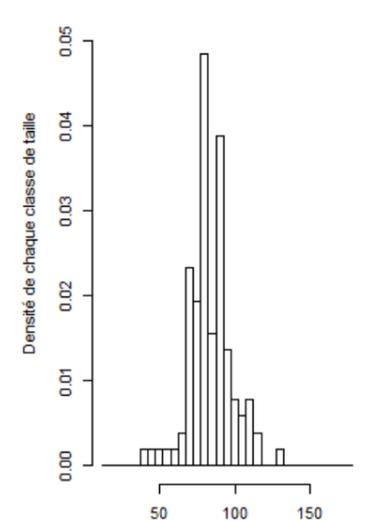
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 22 - 45 ind.



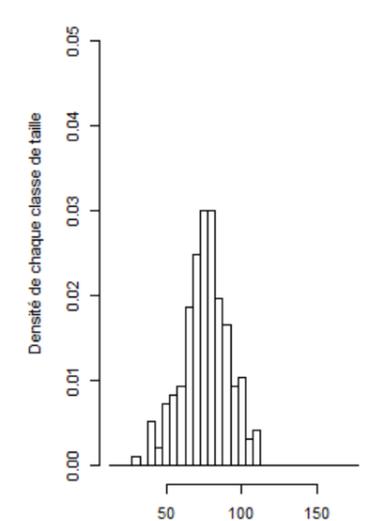
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 23 - 103 ind.



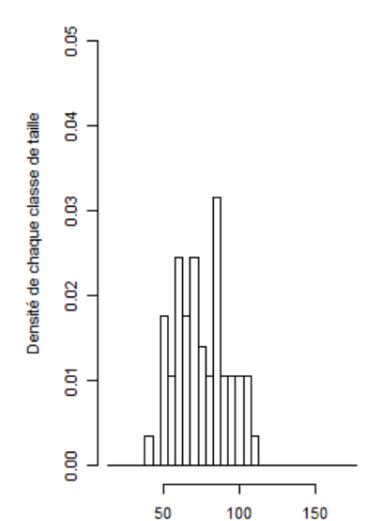
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 24 - 193 ind.



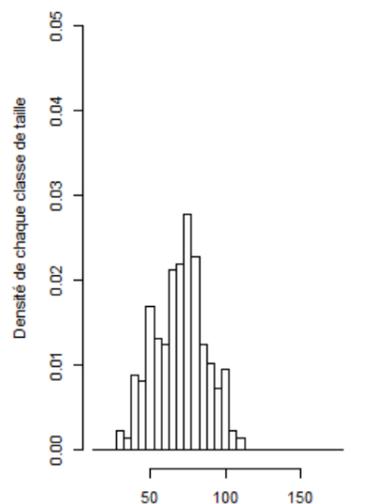
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 25 - 57 ind.



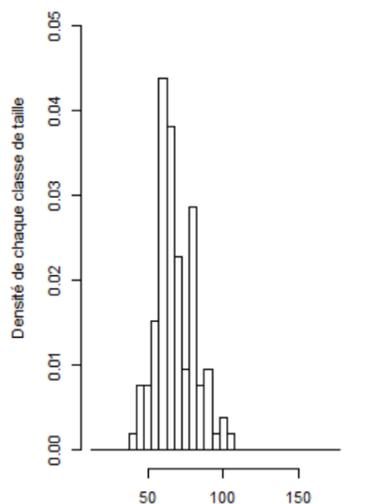
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 26 - 273 ind.



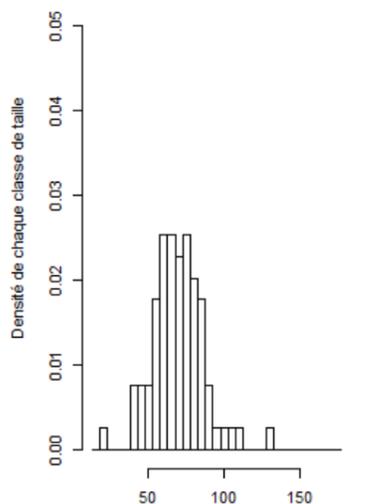
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 27 - 105 ind.



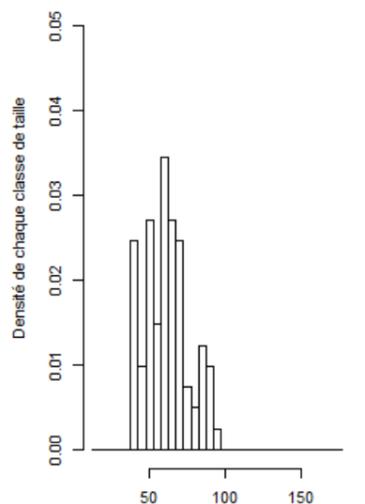
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 28 - 79 ind.



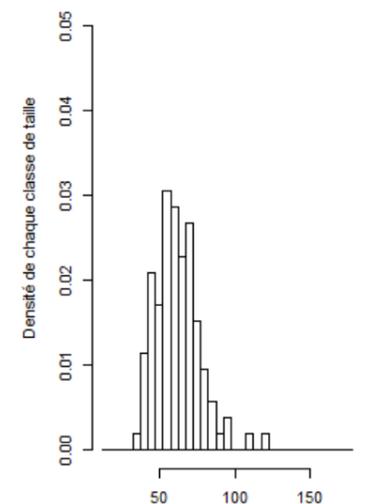
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 29 - 81 ind.



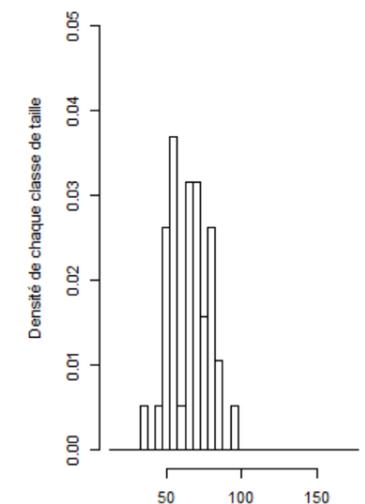
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 30 - 105 ind.



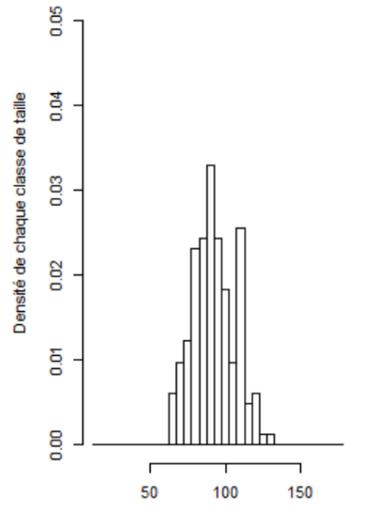
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 31 - 38 ind.



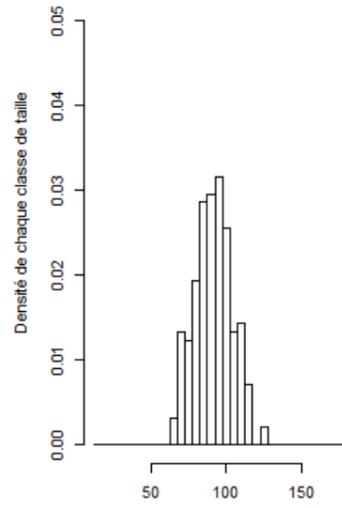
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2019 - S 19 - 164 ind.



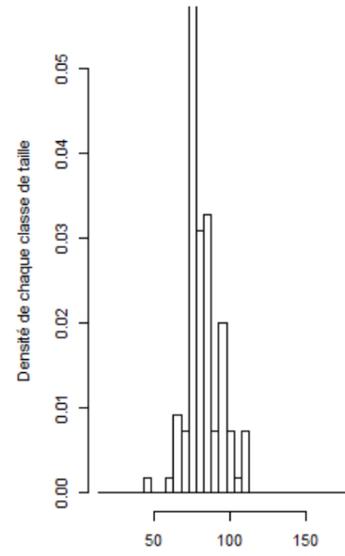
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2019 - S 23 - 196 ind.



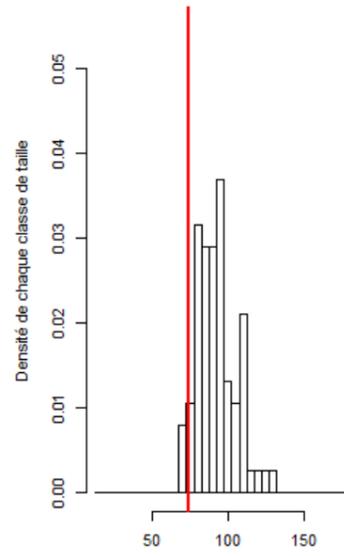
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2018 - S 31 - 110 ind.



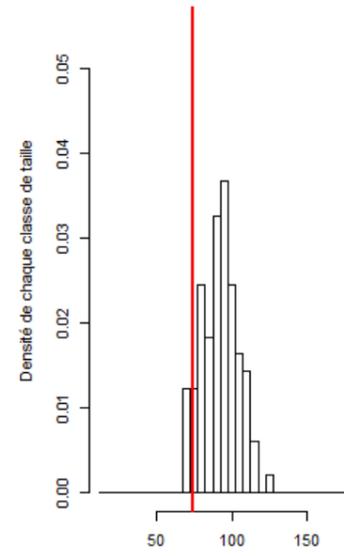
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2019 - S 19 - 76 mâles



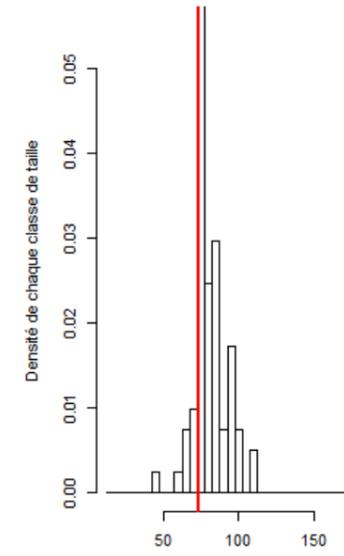
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2019 - S 23 - 98 mâles



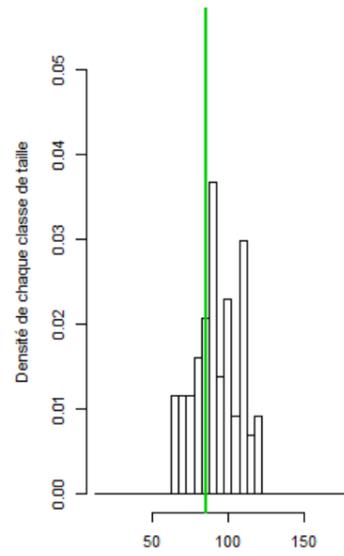
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2018 - S 31 - 81 mâles



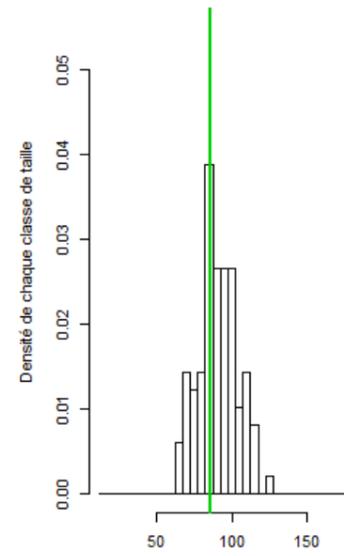
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2019 - S 19 - 87 femelles



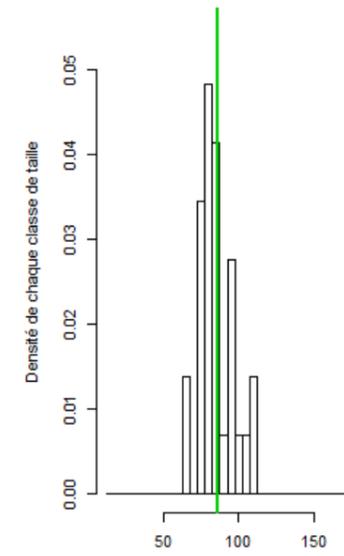
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2019 - S 23 - 98 femelles



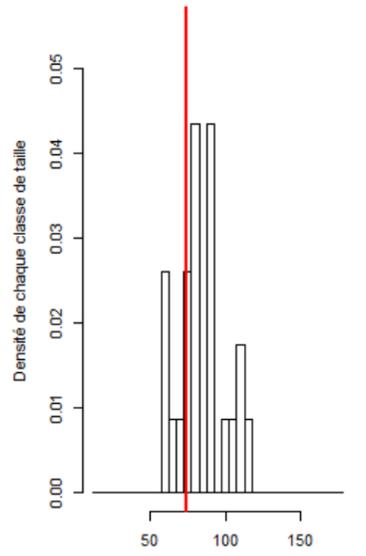
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2018 - S 31 - 29 femelles



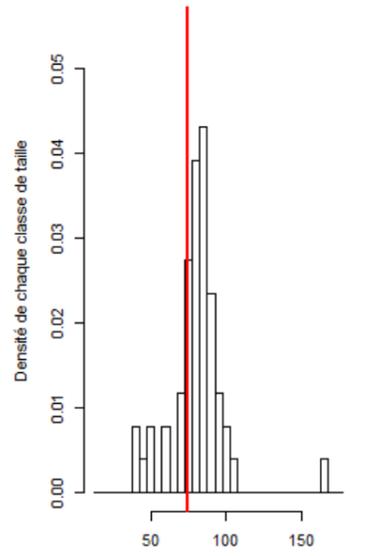
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 19 - 23 mâles



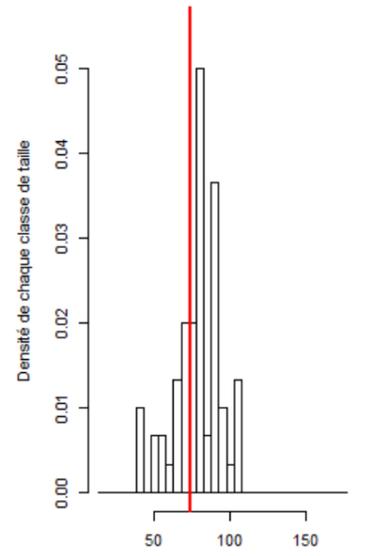
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 20 - 51 mâles



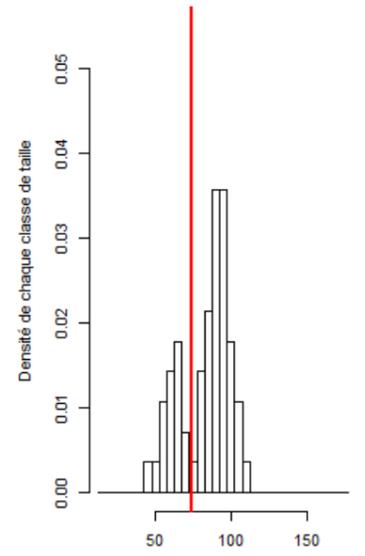
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 21 - 60 mâles



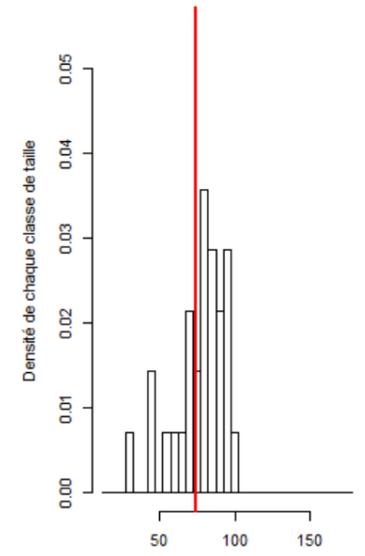
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 22 - 56 mâles



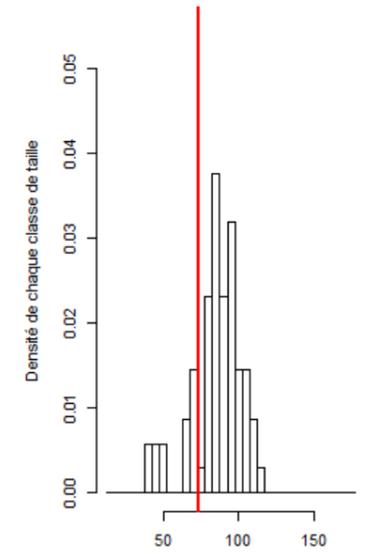
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 23 - 28 mâles



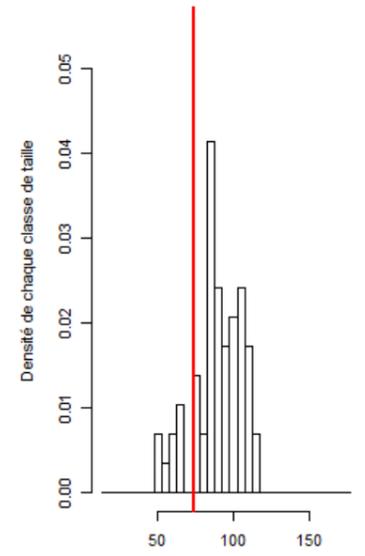
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 24 - 69 mâles



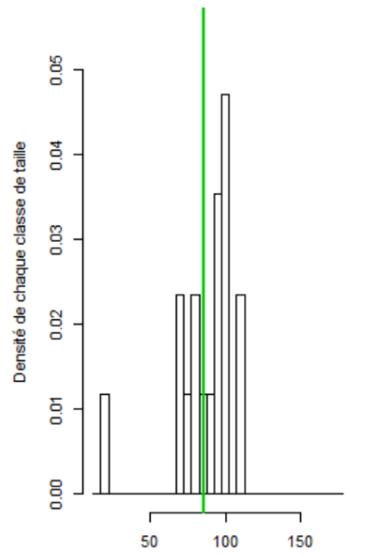
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 25 - 58 mâles



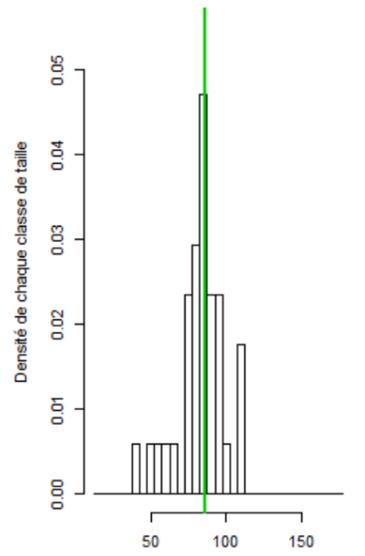
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 19 - 17 femelles



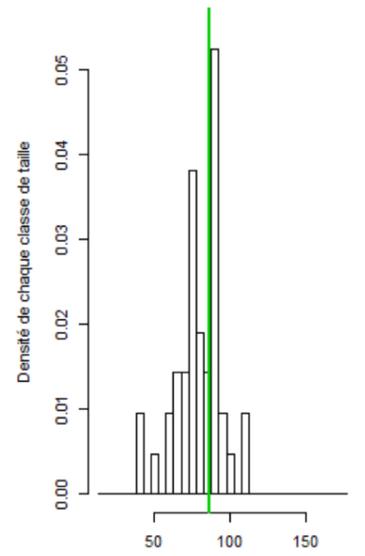
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 20 - 34 femelles



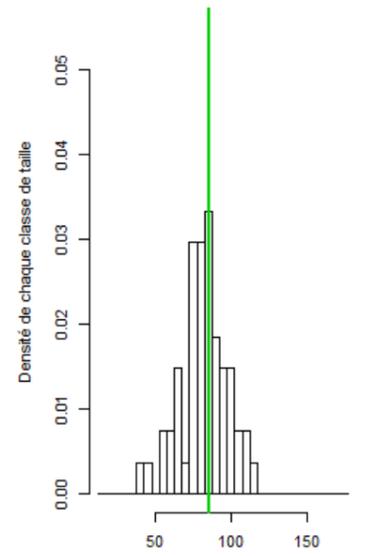
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 21 - 42 femelles



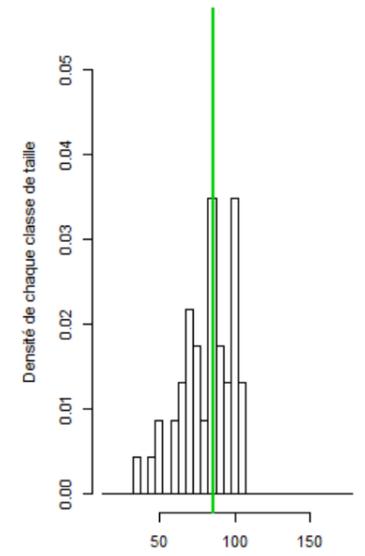
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 22 - 54 femelles



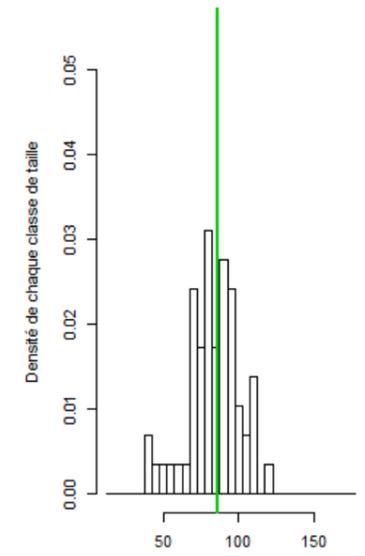
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 23 - 46 femelles



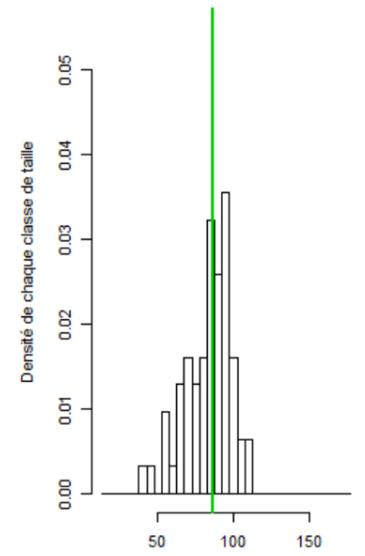
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 24 - 58 femelles



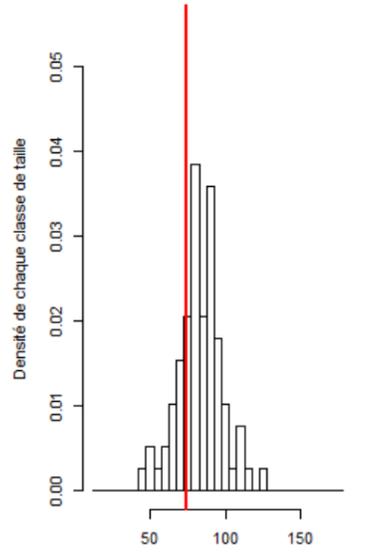
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 25 - 62 femelles



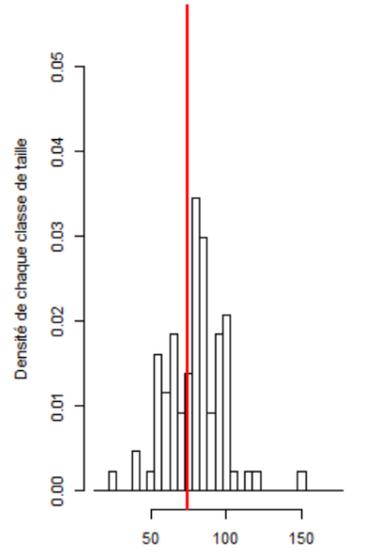
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 26 - 78 mâles



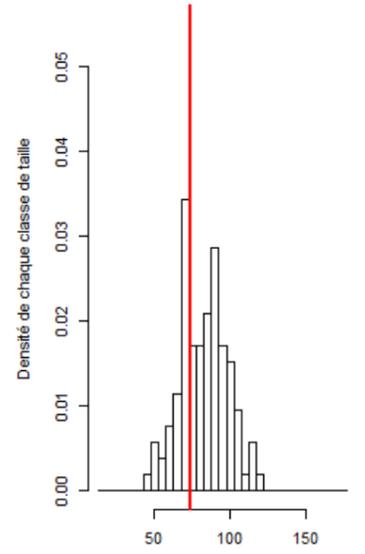
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 27 - 87 mâles



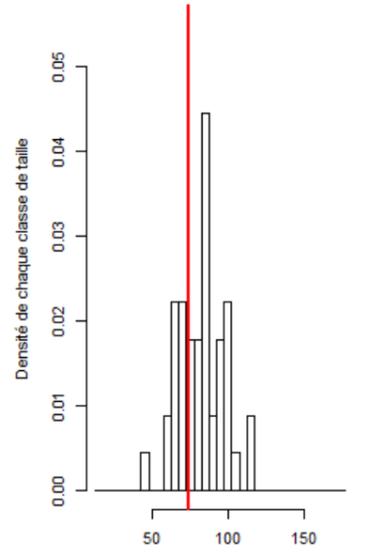
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 28 - 105 mâles



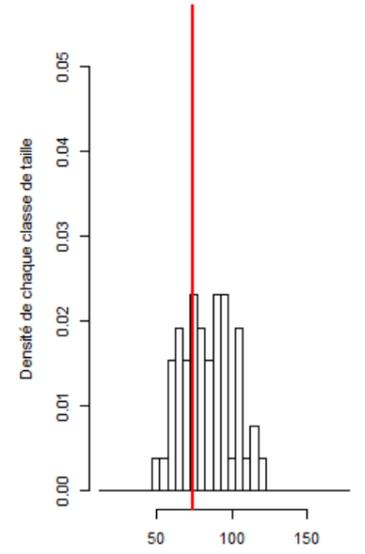
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 29 - 45 mâles



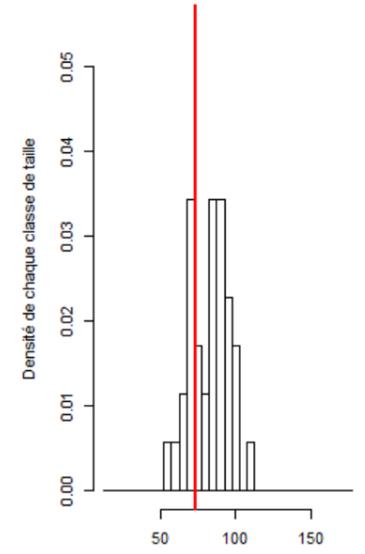
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 30 - 52 mâles



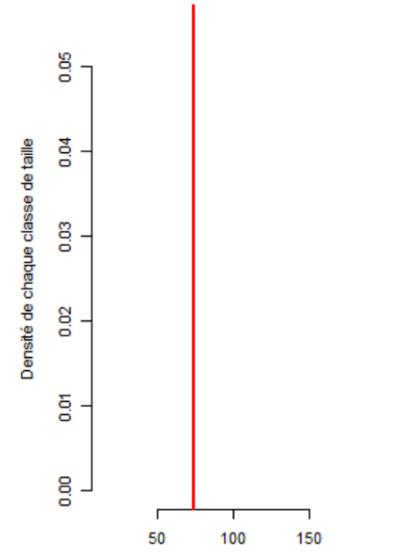
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 31 - 35 mâles



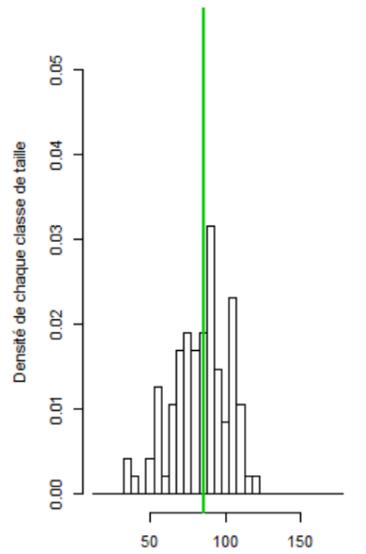
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S NaN - 0 mâles



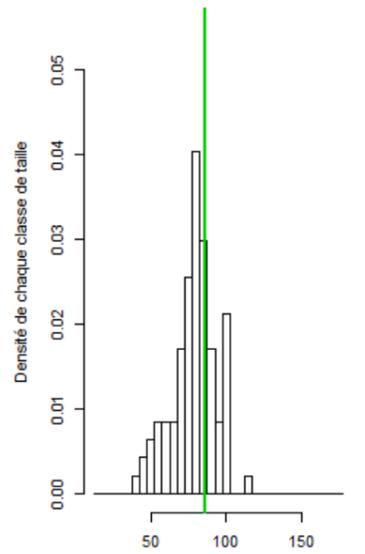
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 26 - 95 femelles



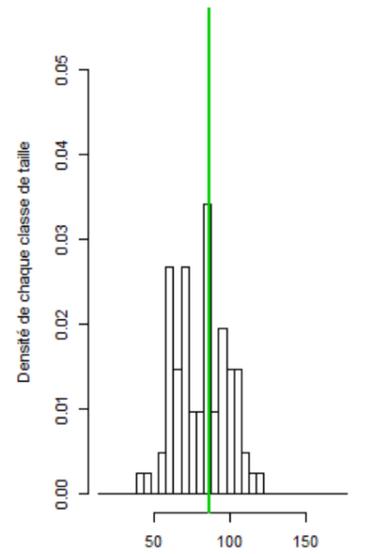
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 27 - 94 femelles



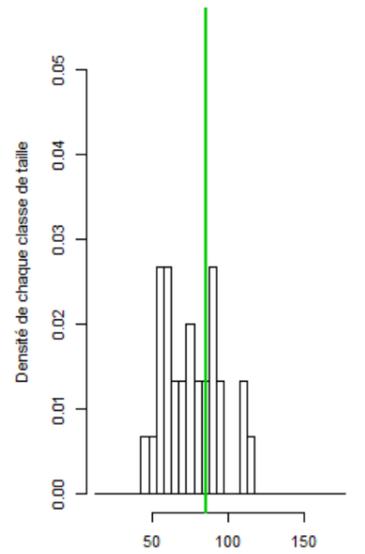
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 28 - 82 femelles



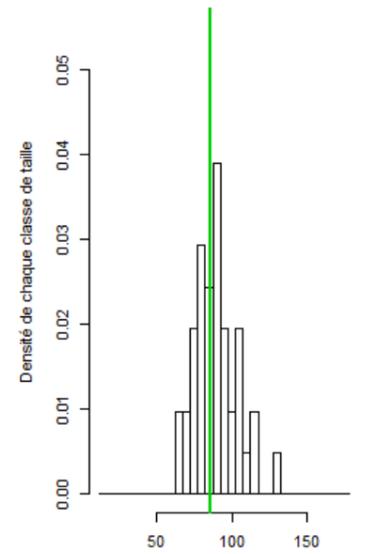
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 29 - 30 femelles



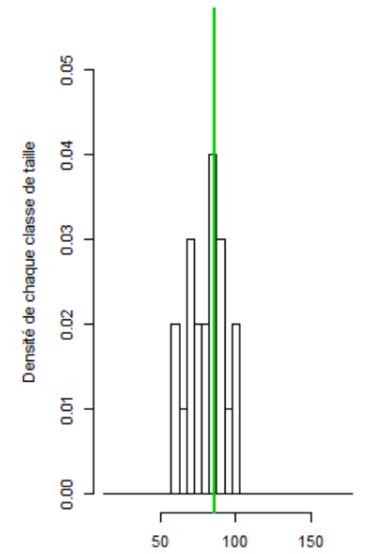
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 30 - 41 femelles



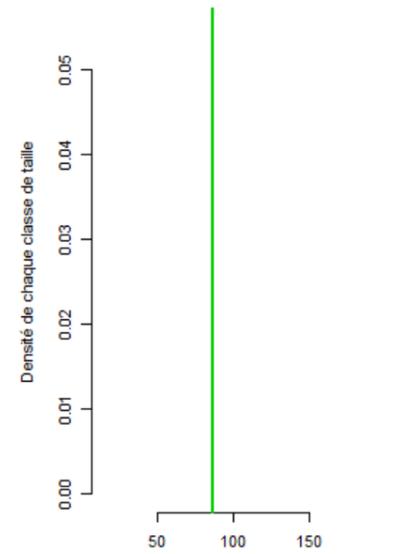
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S 31 - 20 femelles



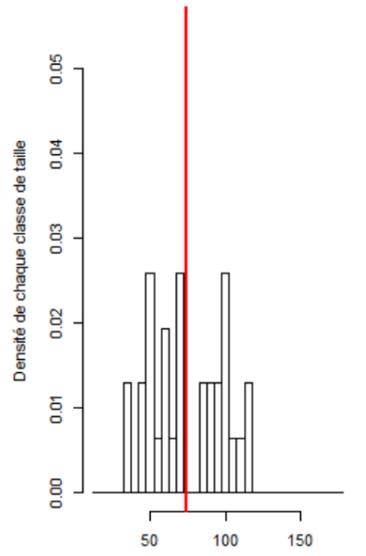
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2014 - S NaN - 0 femelles

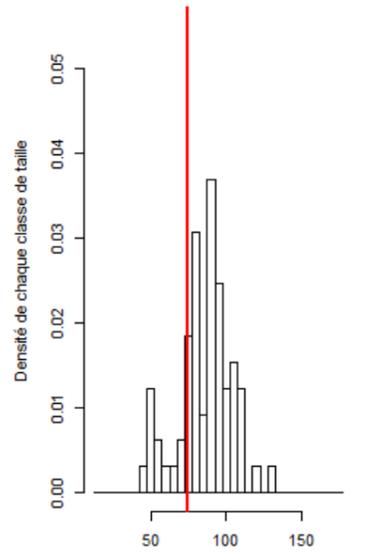


Tailles des individus (par classes de 5 mm)

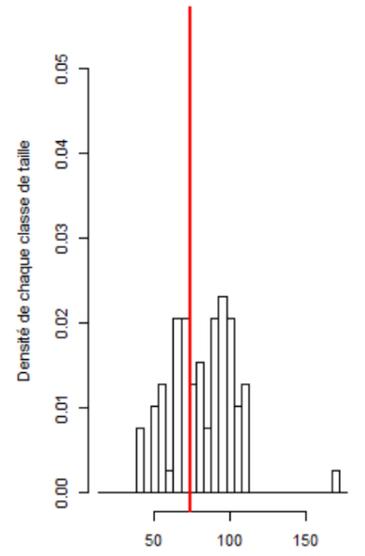
Année 2015 - S 19 - 31 mâles



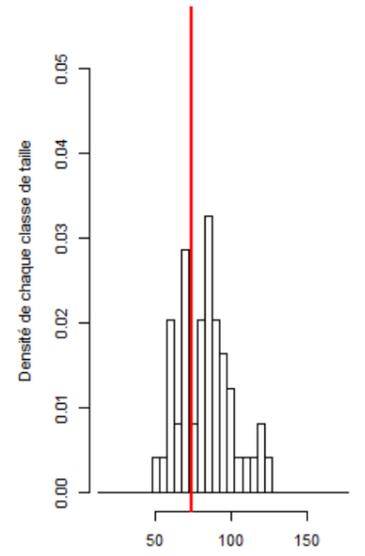
Année 2015 - S 20 - 65 mâles



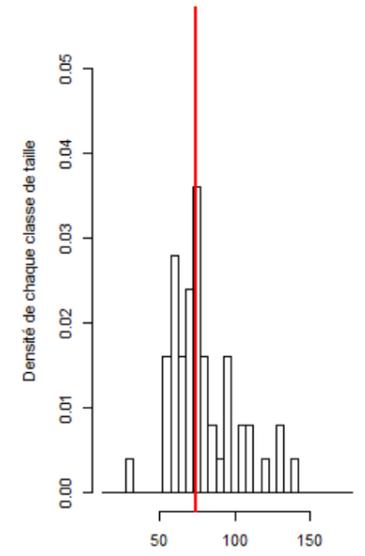
Année 2015 - S 21 - 78 mâles



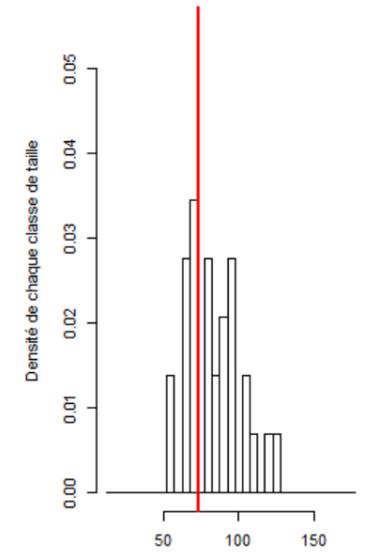
Année 2015 - S 22 - 49 mâles



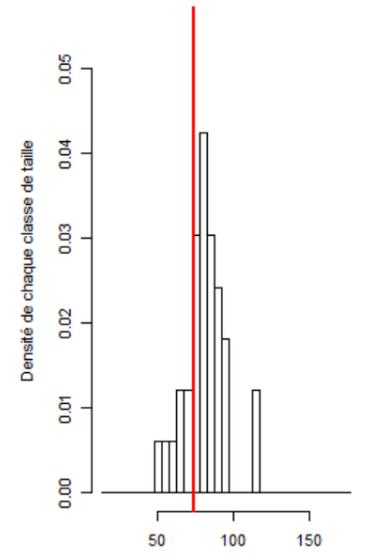
Année 2015 - S 23 - 50 mâles



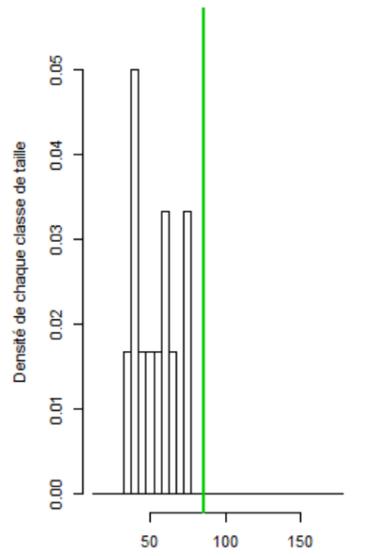
Année 2015 - S 24 - 29 mâles



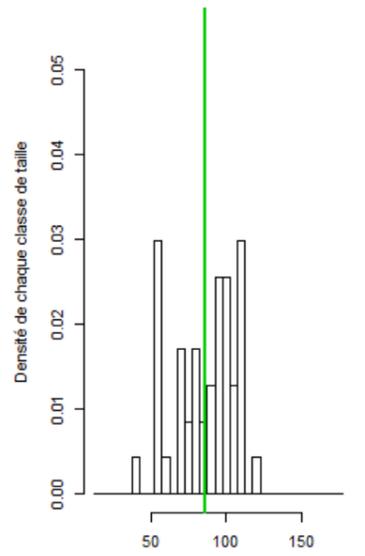
Année 2015 - S 25 - 33 mâles



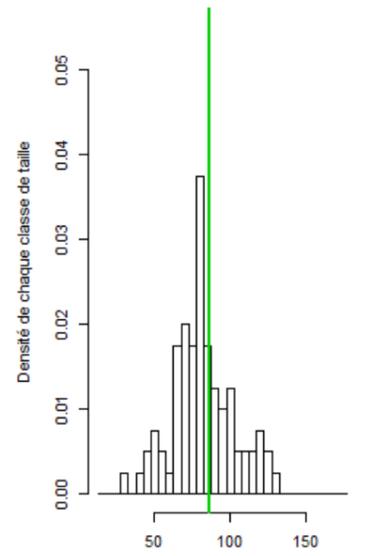
Année 2015 - S 19 - 12 femelles



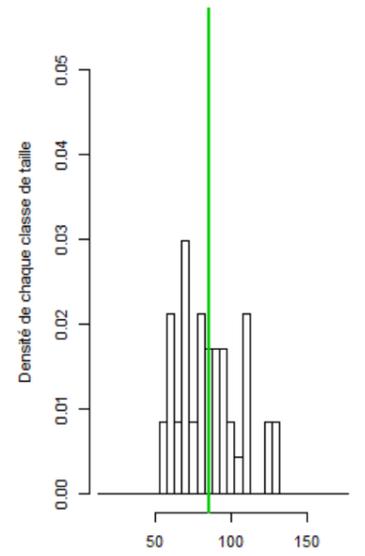
Année 2015 - S 20 - 47 femelles



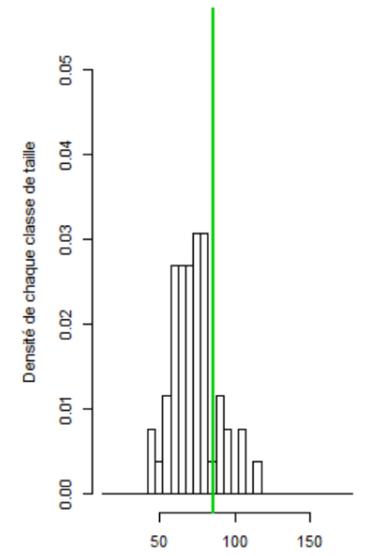
Année 2015 - S 21 - 80 femelles



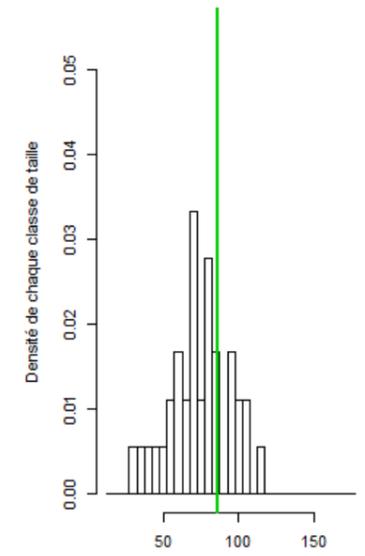
Année 2015 - S 22 - 47 femelles



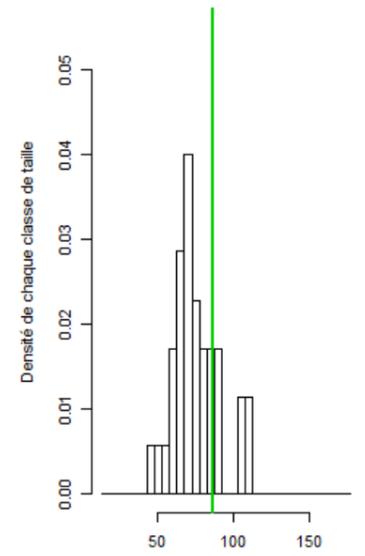
Année 2015 - S 23 - 52 femelles



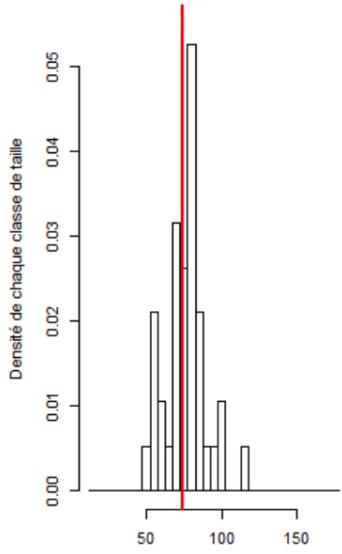
Année 2015 - S 24 - 36 femelles



Année 2015 - S 25 - 35 femelles

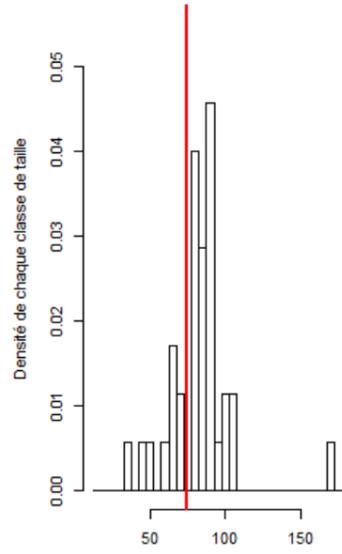


Année 2015 - S 26 - 38 mâles



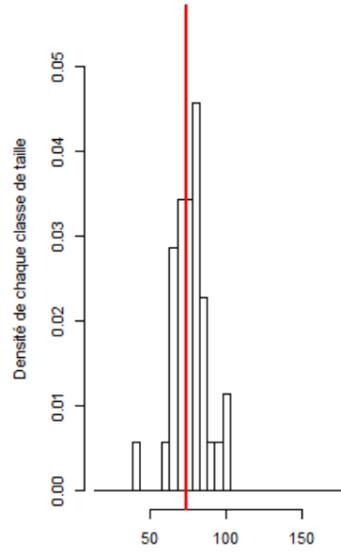
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 27 - 35 mâles



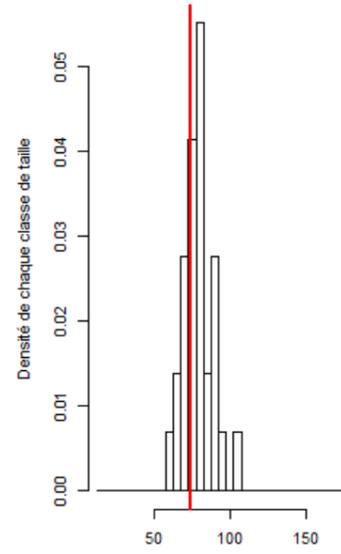
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 28 - 35 mâles



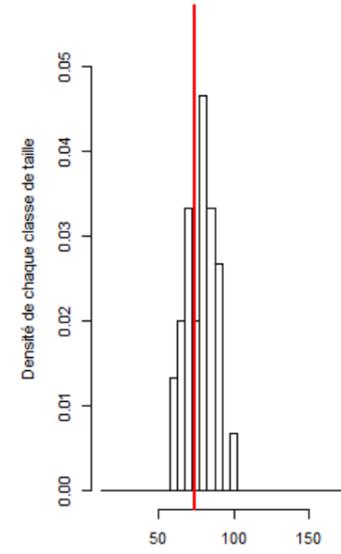
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 29 - 29 mâles



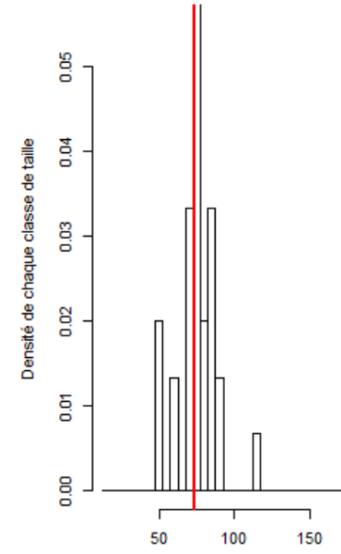
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 30 - 30 mâles



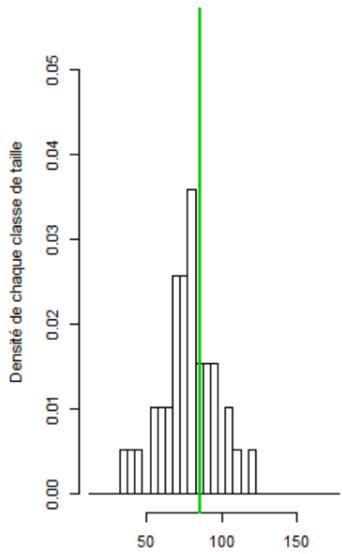
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 31 - 30 mâles



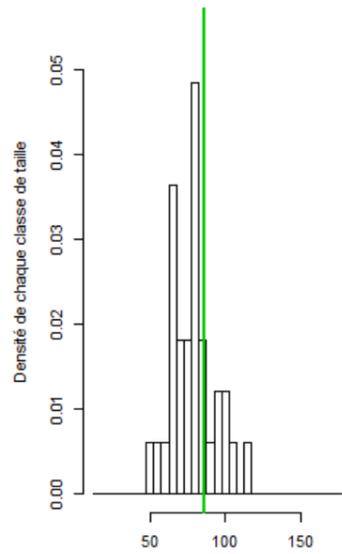
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 26 - 39 femelles



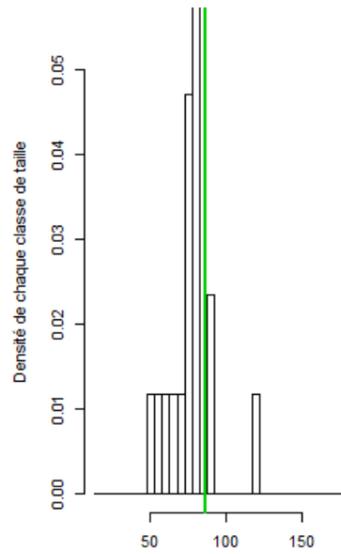
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 27 - 33 femelles



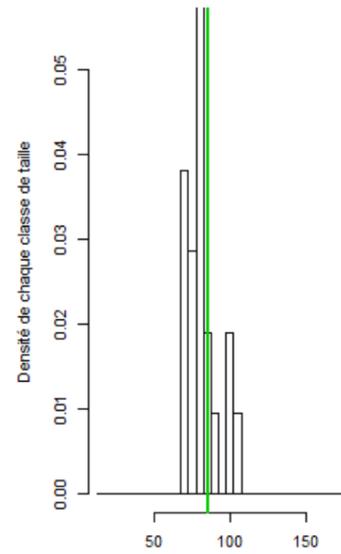
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 28 - 17 femelles



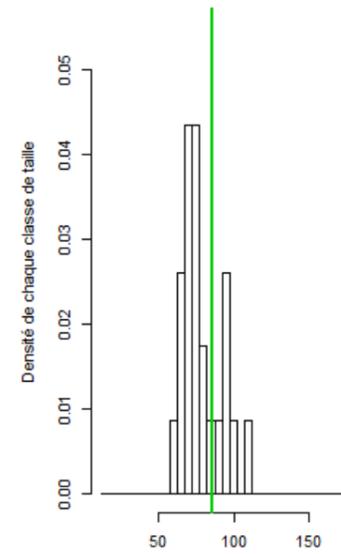
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 29 - 21 femelles



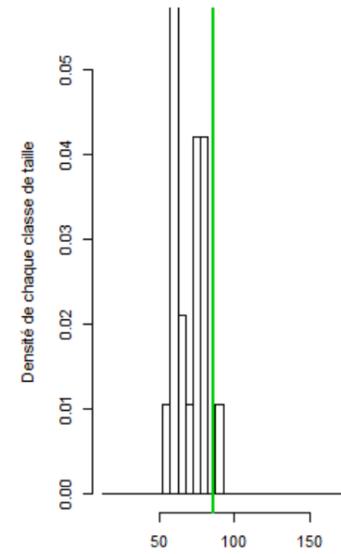
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 30 - 23 femelles



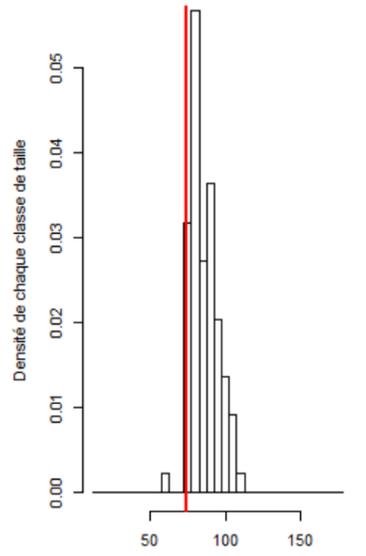
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2015 - S 31 - 19 femelles



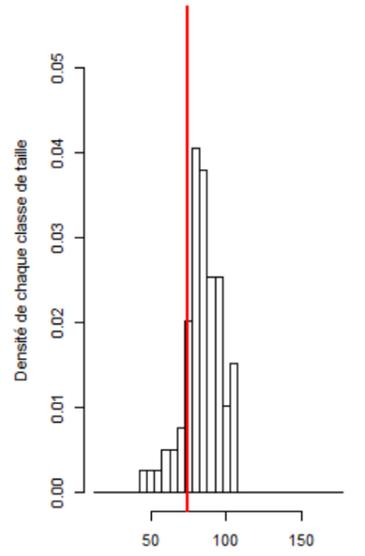
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 18 - 88 mâles



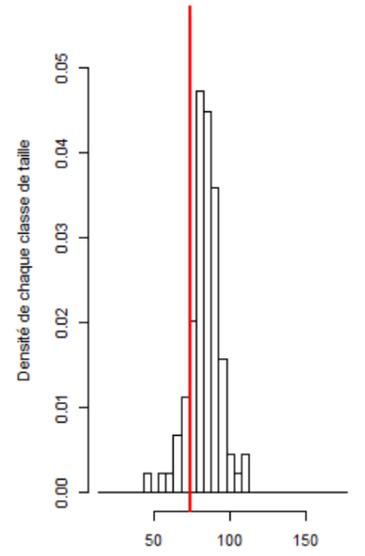
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 20 - 79 mâles



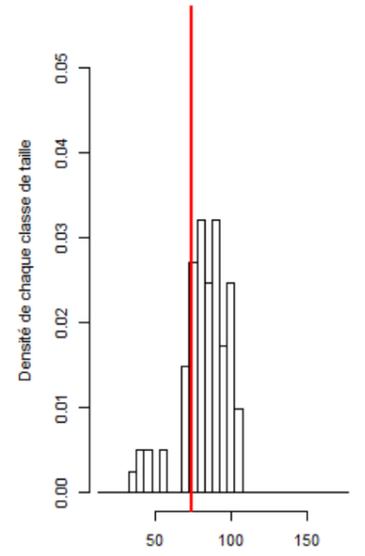
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 21 - 89 mâles



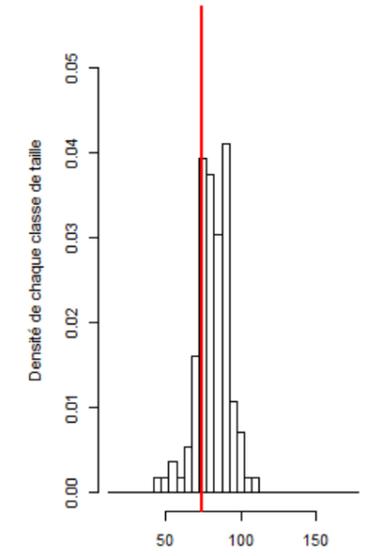
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 22 - 81 mâles



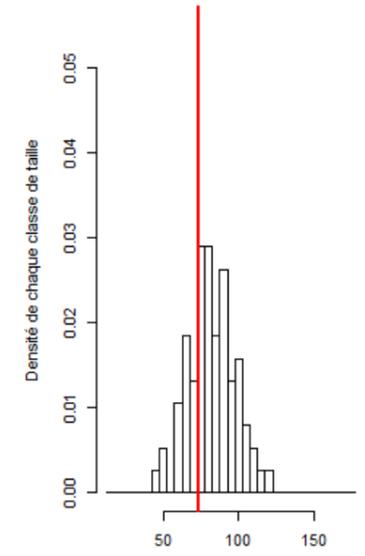
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 23 - 112 mâles



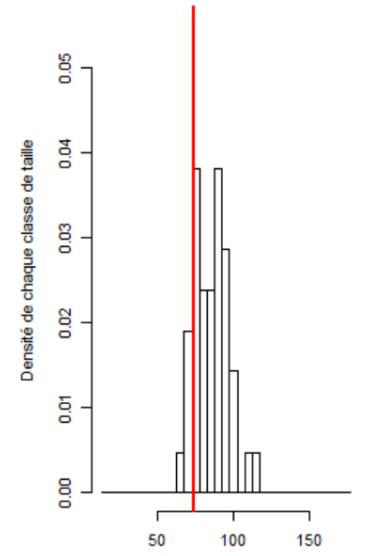
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 24 - 76 mâles



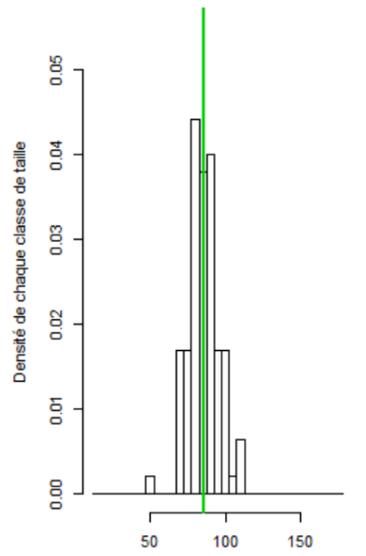
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 25 - 42 mâles



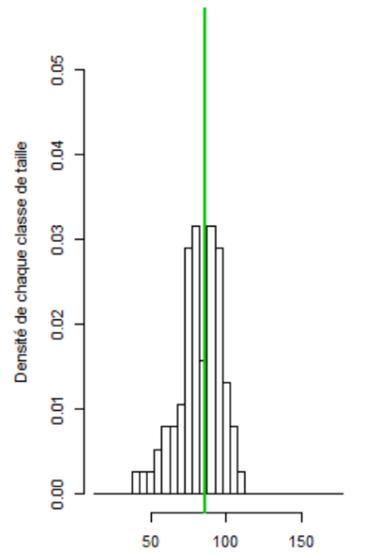
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 18 - 95 femelles



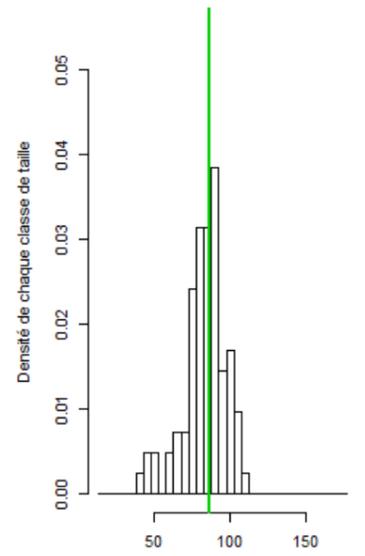
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 20 - 76 femelles



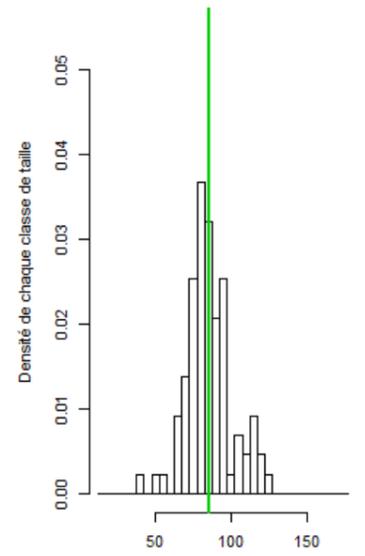
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 21 - 83 femelles



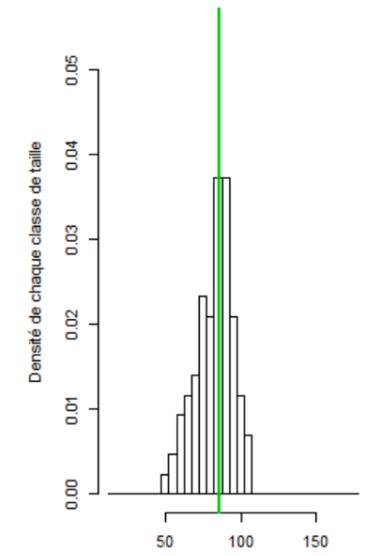
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 22 - 87 femelles



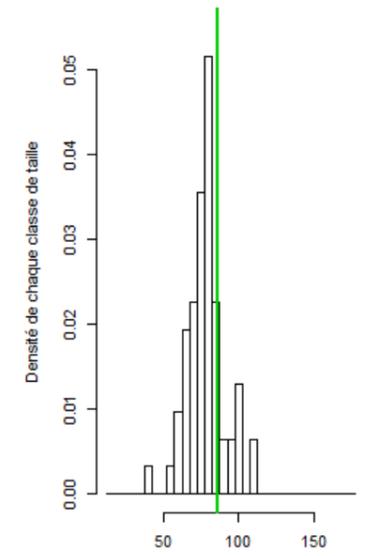
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 23 - 86 femelles



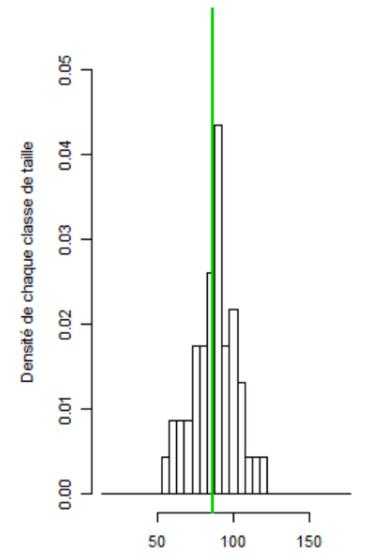
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 24 - 62 femelles



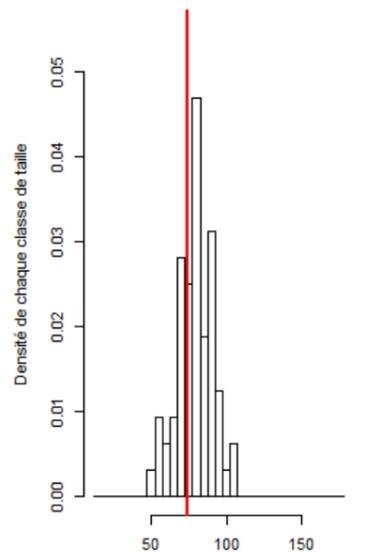
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 25 - 46 femelles



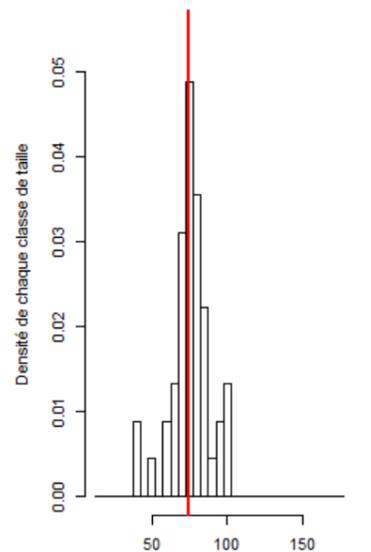
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 26 - 64 mâles



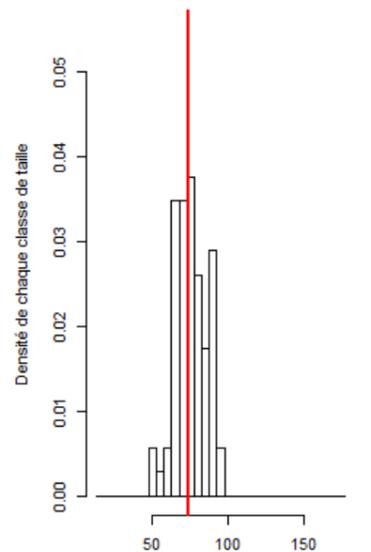
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 27 - 45 mâles



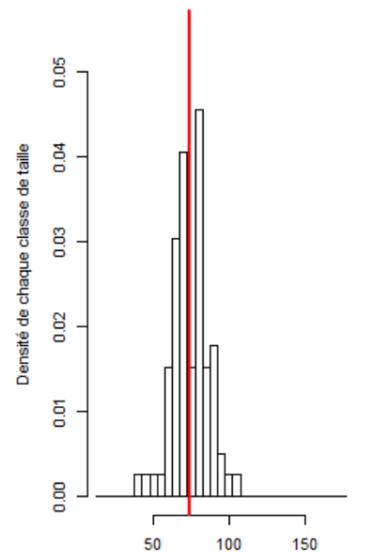
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 28 - 69 mâles



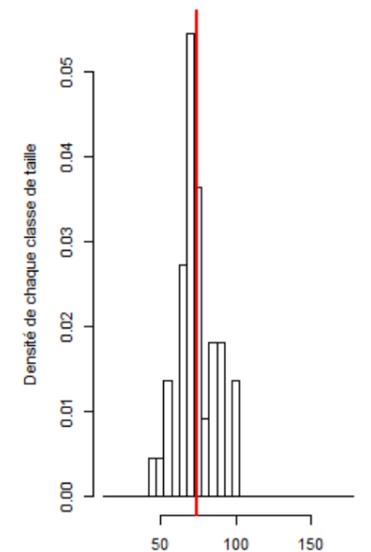
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 29 - 79 mâles



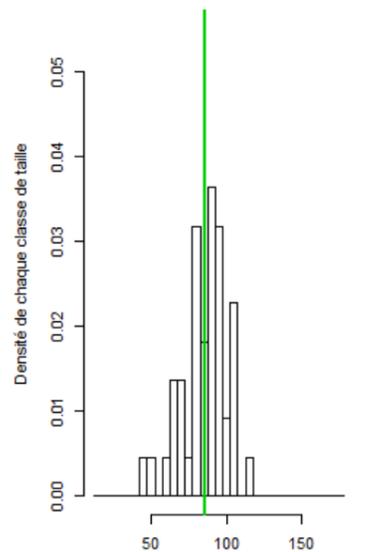
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 30 - 44 mâles



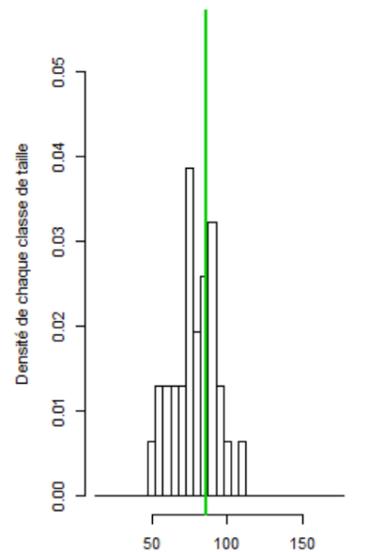
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 26 - 44 femelles



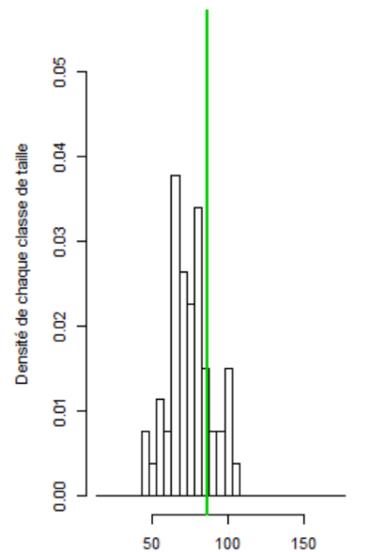
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 27 - 31 femelles



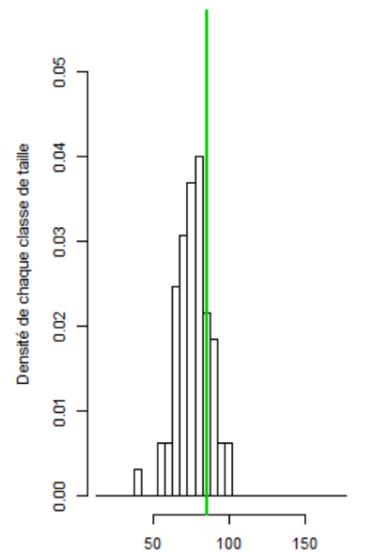
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 28 - 53 femelles



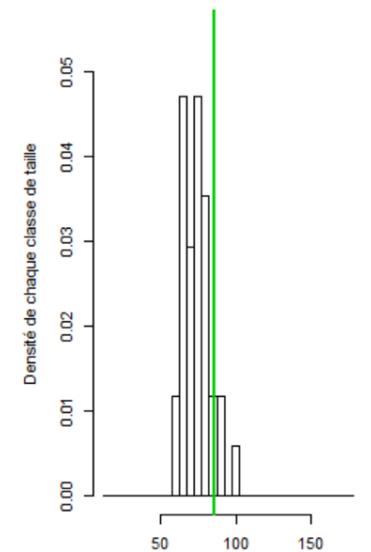
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 29 - 65 femelles



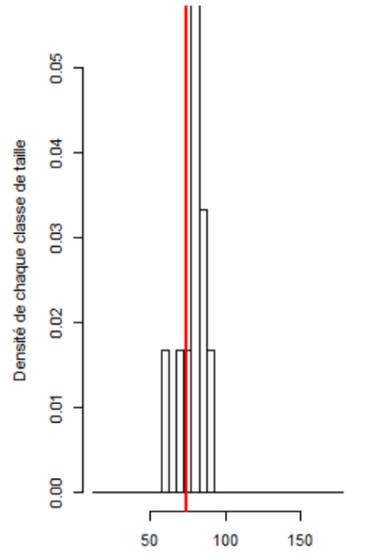
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2016 - S 30 - 34 femelles



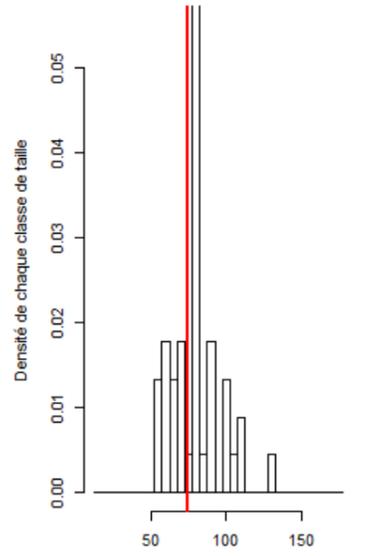
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 19 - 12 mâles



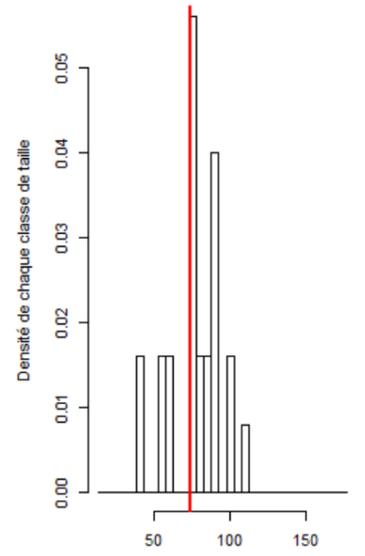
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 20 - 45 mâles



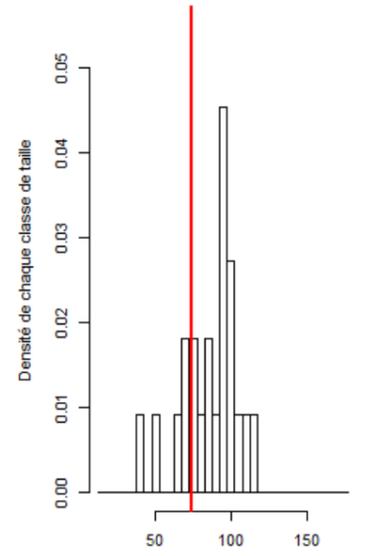
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 21 - 25 mâles



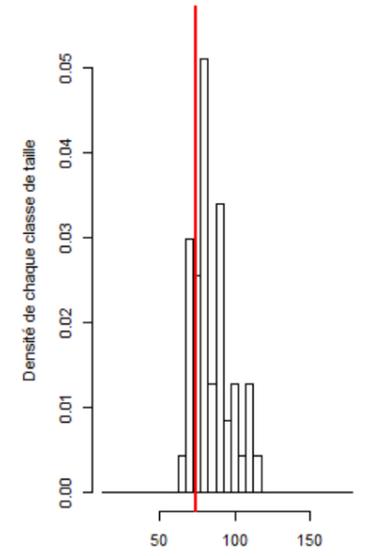
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 22 - 22 mâles



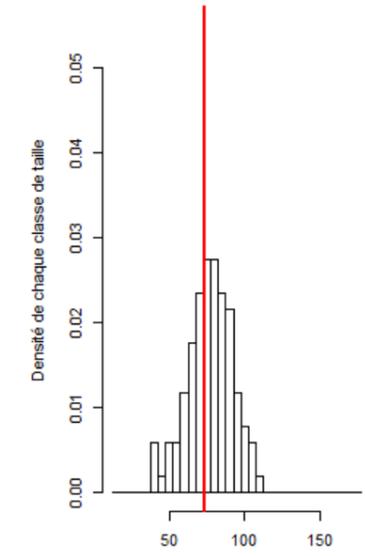
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 23 - 47 mâles



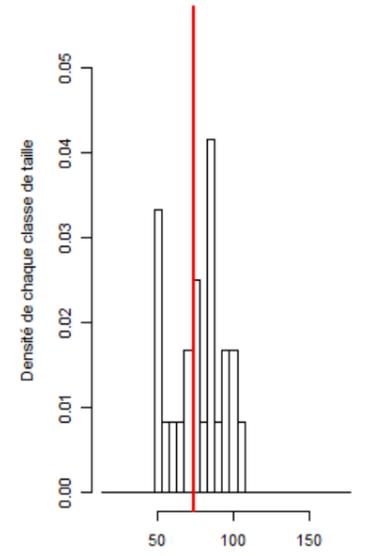
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 24 - 102 mâles



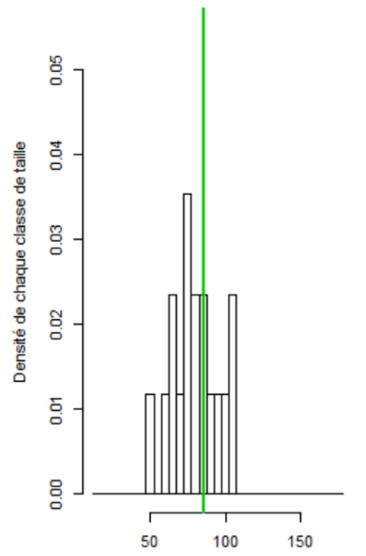
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 25 - 24 mâles



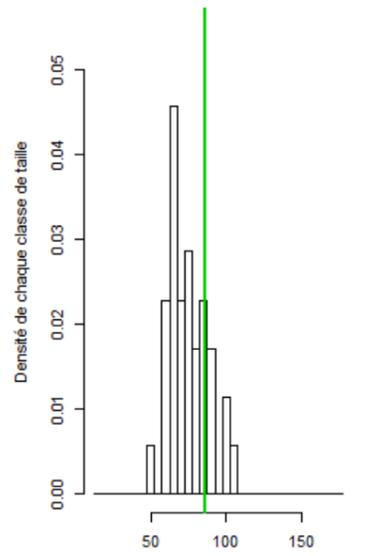
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 19 - 17 femelles



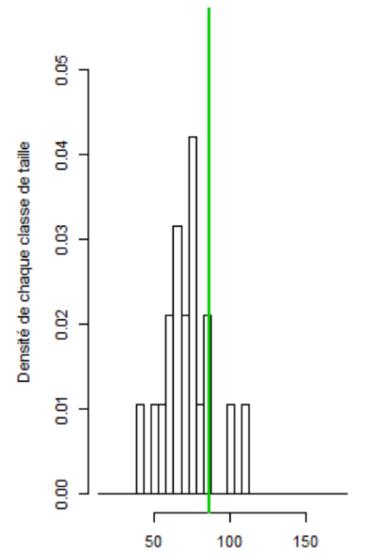
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 20 - 35 femelles



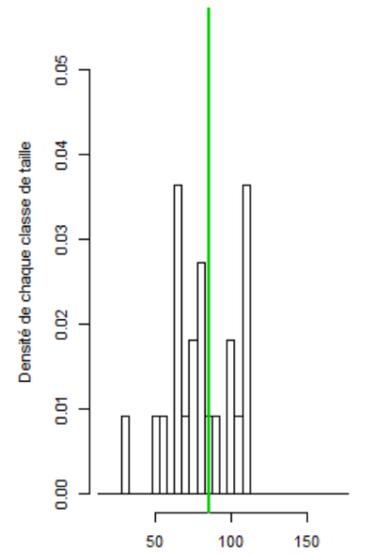
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 21 - 19 femelles



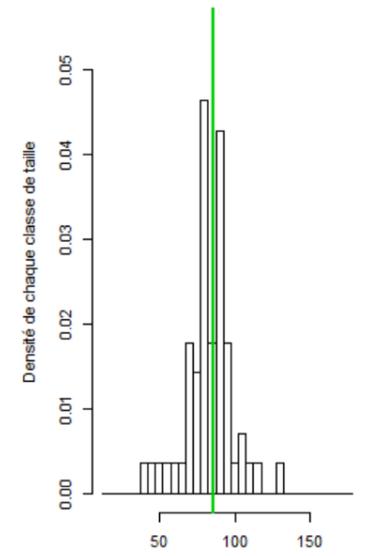
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 22 - 22 femelles



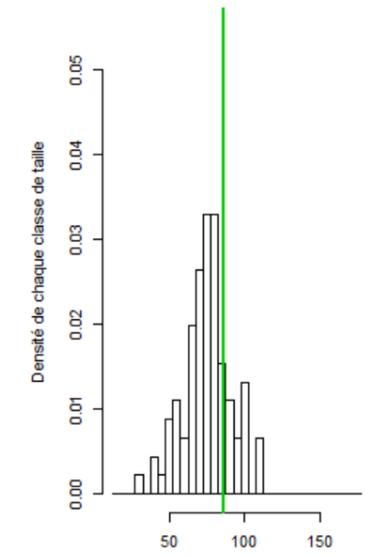
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 23 - 56 femelles



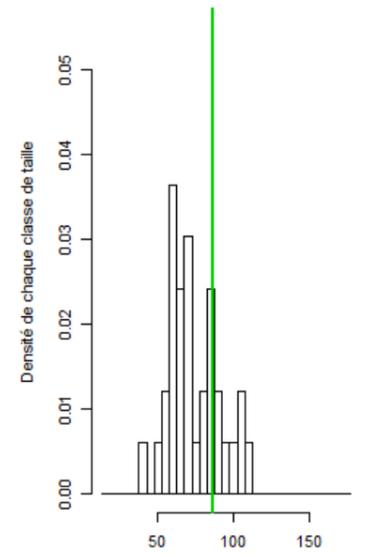
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 24 - 91 femelles



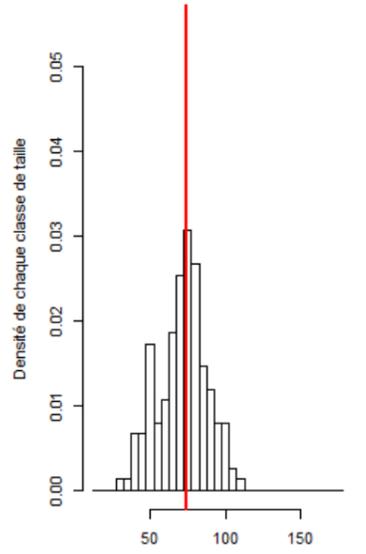
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 25 - 33 femelles



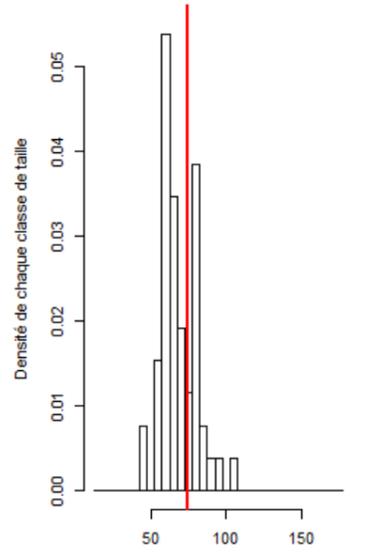
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 26 - 150 mâles



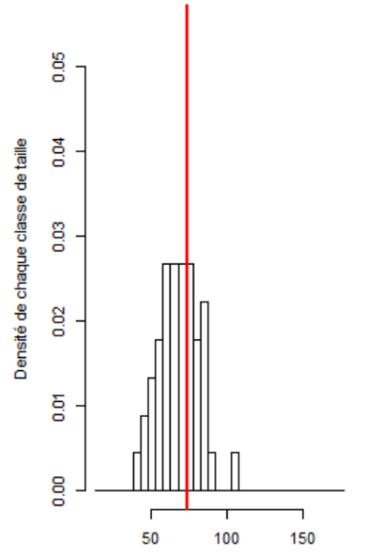
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 27 - 52 mâles



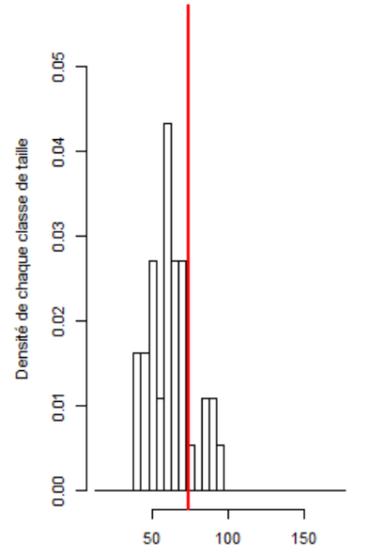
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 28 - 45 mâles



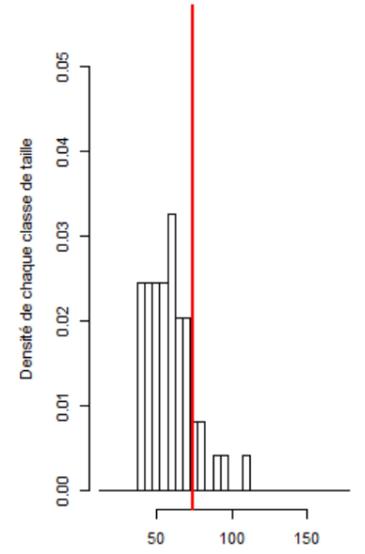
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 29 - 37 mâles



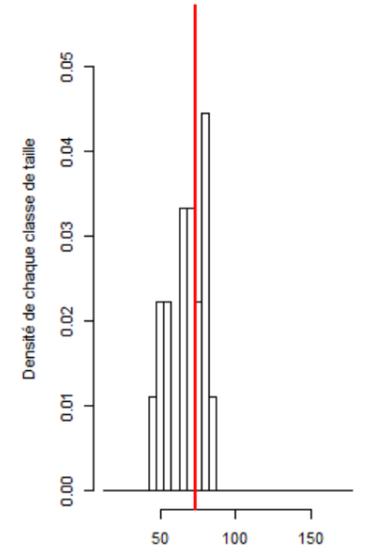
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 30 - 49 mâles



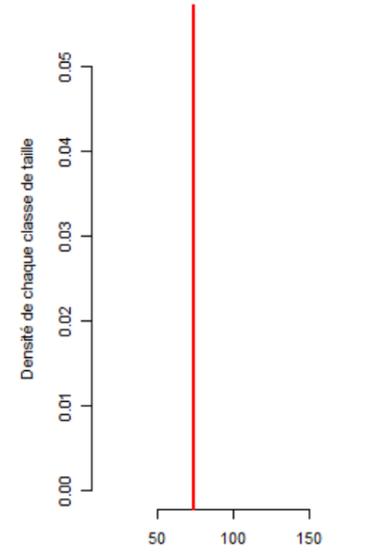
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 31 - 18 mâles



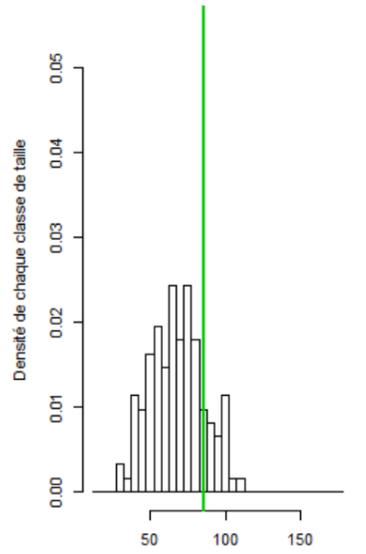
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S NaN - 0 mâles



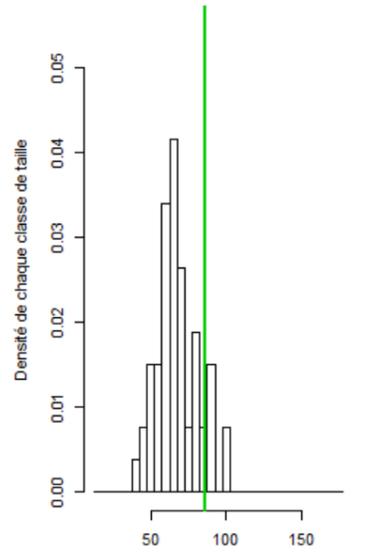
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 26 - 123 femelles



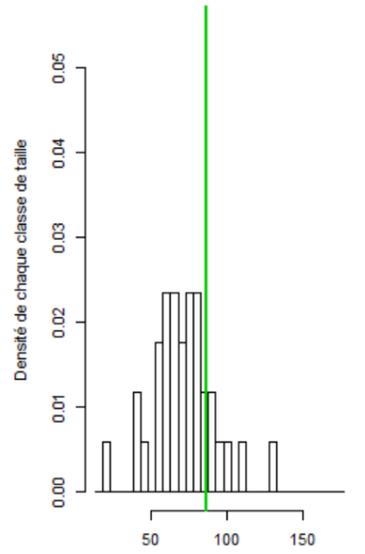
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 27 - 53 femelles



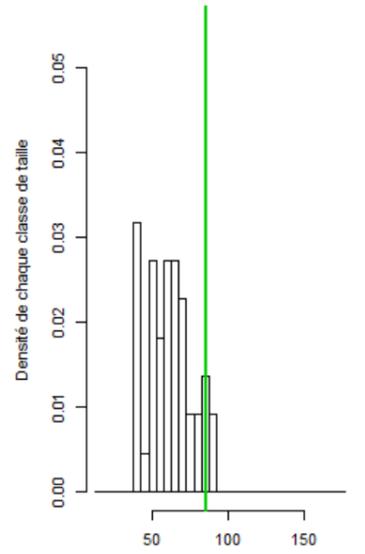
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 28 - 34 femelles



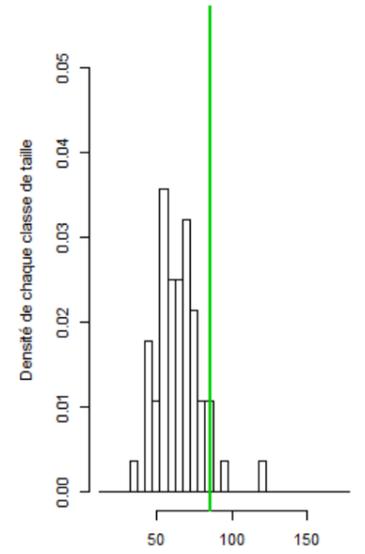
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 29 - 44 femelles



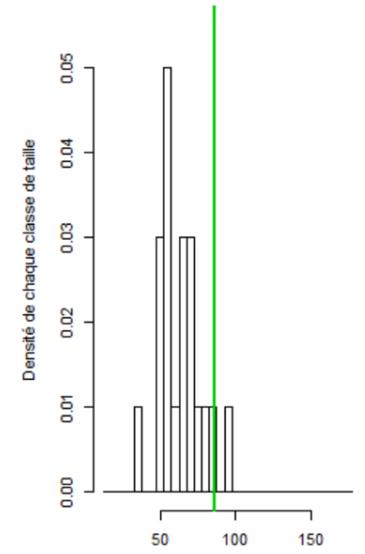
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 30 - 56 femelles



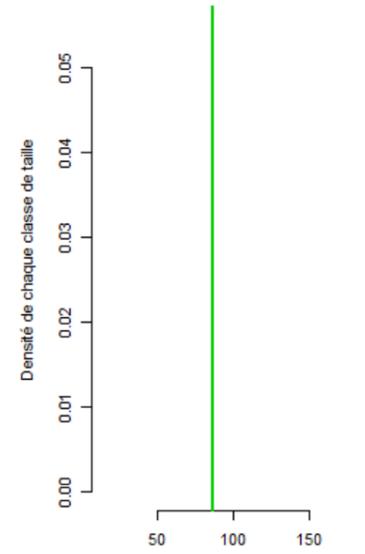
Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S 31 - 20 femelles



Tailles des individus (par classes de 5 mm)

Année 2017 - S NaN - 0 femelles



Tailles des individus (par classes de 5 mm)

