Bilan des connaissances nouvelles sur la Cistude d'Europe *Emys orbicularis* (période 2015-2019) et Préconisations de gestion

Frédéric Beau

Décembre 2019

Sommaire

1. Introduction 1
2. Sites de ponte 2
   2.1. Synthèse des connaissances nouvelles 3
      2.1.1. Intérêt de la réouverture des milieux pour la ponte 3
      2.1.2. Intérêt de la mise en défens d'un site de ponte 3
      2.1.3. Prédation des nids et des émergents 4
      2.1.4. Utilisation des sites de ponte par les émergents 6
   2.2. Préconisations de gestion 9
      2.2.1. Généralité 10
      2.2.2. Sites spécifiques 12
   2.3. Préconisations méthodologiques et de suivi 14
      2.3.1. Résumé en images 14
3. Habitats aquatiques 16
   3.1. Synthèse des connaissances nouvelles 16
      3.1.1. Recolonisation des étangs après un assec prolongé 16
      3.1.2. Mortalité accidentelle 17
      3.1.3. État sanitaire des cistudes 18
   3.2. Préconisations de gestion 19
   3.3. Préconisations méthodologiques et de suivis 20
4. Conclusion 21
5. Références 22

1. INTRODUCTION

Le présent document a pour objectif de proposer une mise à jour des mesures de gestion conservatoire pour les populations de Cistude d'Europe *Emys orbicularis* sur les sites gérés par l'association Chérine. Cette mise à jour se base sur les suivis les plus récents réalisés en Brenne depuis la réactivation du programme cistude entre 2015 et 2019. Cette période a donné lieu à la réalisation d'une thèse dans le cadre de la biologie de la conservation. Pour rappel, l'objectif principal du doctorat était l'acquisition de connaissances nouvelles sur une espèce pourtant bien étudiée depuis de nombreuses années. Le but ultime est d'utiliser ces nouvelles connaissances pour améliorer les mesures de gestion conservatoire (Beau, 2019). Par conséquent ces préconisations se baseront en grande partie sur ce mémoire de thèse.

Préalablement à ces préconisations de gestion, une synthèse des connaissances nouvelles est proposée. Au-delà des préconisations de gestion, des préconisations méthodologiques sont également proposées afin d'orienter et de cadrer d'éventuels futurs suivis, au regard des retours d'expériences méthodologiques.

Dans un souci de clarté nous avons choisi de scinder ce document en deux chapitres : tout d'abord les sites de ponte qui sont les premiers moments de vie de l'œuf à l'émergents[1] ; puis les milieux aquatiques qui sont les habitats des adultes et des juvéniles à partir de 3 ou 4 ans.

Nous précisons que certains points primordiaux du cycle de l'espèce n'ont pas été étudiés ces dernières années et ne feront pas l'objet de mise à jour. Il s'agit notamment des sites d'hivernage.

[1] Nouveau-né sorti du nid

2. SITES DE PONTE

Les sites sont essentiellement considérés, et donc gérés, comme des lieux à optimiser pour la ponte des femelles. Ils sont définis comme des milieux ouverts, secs et bien ensoleillés comme les pelouses sèches, pauvres en végétation herbeuse qui empêcherait le bon ensoleillement du nid (Cadi & Faverot, 2004). Il est conseillé de favoriser la ponte par le maintien d'une végétation herbacée rase (Priol, 2009).

Or, il nous a semblé primordial d'étudier la phénologie des premiers moments de vie des nouveau-nés[2], que ce soit dans le nid, ou bien après la sortie du nid. En effet, ceux-ci se passent sur ces mêmes sites de ponte.

Les recherches bibliographiques nous ont conduits au constat suivant : nos connaissances sur les premiers moments de vie sont très rares et partielles, et relèvent plutôt de suppositions. C'est ainsi que la gestion omet l'intérêt des sites de ponte comme premier lieu de vie des émergents. Pour s'en convaincre, il suffit de regarder les guides techniques qui intègrent peu, voire pas, cette problématique (Cadi & Faverot, 2004; Priol, 2009; Barthe, 2012).

C'est ce que nous nous proposons de développer dans cette première partie.

[2] Individu sorti de l'œuf et toujours dans le nid

2.1. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES NOUVELLES

2.1.1. INTÉRÊT DE LA RÉOUVERTURE DES MILIEUX POUR LA PONTE

Des protocoles simples ont permis de mettre en évidence l'intérêt rapide de la réouverture des sites de ponte **par arrachage de la strate arbustive**. En effet, l'arrachage conduit à la disponibilité immédiate du sol pour la ponte. En revanche, le broyage ou le défrichement par débroussailleuse laissent en place le système racinaire qui peut bloquer cet accès pour les femelles et provoquer une reprise rapide de la friche si l'entretien du milieu rouvert n'est pas prévu à la reprise de la végétation.

Nos résultats récents apportent une preuve de cet intérêt, qui plus est, dès la première année suivant l'action de gestion. Cet intérêt va croissant car, dès l'année suivante (N+2), l'utilisation est plus importante encore. Cependant, nos résultats portent sur la réouverture de sites de ponte, car les milieux ouverts étaient autrefois utilisés par les femelles. L'extrapolation vers la création de sites ne nous paraît pas judicieuse et demanderait à être testée, bien que cette opération semble *a priori* efficace (Quesada *comm. pers.*).

Figure 1 : arrachage mécanique de la strate arbustive

2.1.2. INTÉRÊT DE LA MISE EN DÉFENS D'UN SITE DE PONTE

La mise en défens d'un site de ponte (ou exclos) se base sur le principe suivant : laisser passer les femelles de cistudes qui viennent pondre et empêcher les prédateurs de gagner la zone. Les détails de la réalisation sont proposés en annexe (annexe 1).

Cette expérimentation a démontré l'efficacité de ce type aménagement, toutefois améliorable. Il représente un moyen simple, efficace et peu coûteux pour favoriser la survie des nids et est transposable sur tout site de ponte préalablement repéré pour sa concentration en nids. Il convient également de bien connaître les principaux prédateurs spécifiques au site de ponte. En effet, l'efficacité de la protection en dépend. Sur notre site, les prédateurs principaux sont le renard, le blaireau et de gros mustélidés (*Martes* sp.). Par conséquent, l'installation les maintient à l'extérieur. Tout comme le sanglier, qui n'est pas, à notre sens, à la recherche spécifique des nids, mais peut en bénéficier lors de ses retournements aléatoires du sol, et dont les impacts peuvent alors être importants sur des zones de forte concentration. En revanche, pour d'autres prédateurs connus, de plus petite morphologie tels que la belette, l'hermine, le putois etc., l'efficacité est probablement très inférieure et demanderait à être testée.

Figure 2 : mise en défens d'un site de ponte

2.1.3. PRÉDATION DES NIDS ET DES ÉMERGENTS

2.1.3.1. SUR LES NIDS

La prédation des nids est connue depuis longtemps avec des taux très fluctuants selon les années et les sites. Pour la Brenne, ils vont de 70 % (Owen-Jones & Thienpont, 2011) à 79-96 % (Servan, 1989). Nous n'avons pas mis en place de suivis qui puissent apporter de nouvelles données sur le sujet. Toutefois, lors de la recherche quotidienne de nids, nous avons noté, durant les épisodes de pluies importantes, une baisse du nombre de pontes prédatées et donc un accroissement du nombre de nids viables découverts. Il ne nous est pas possible de quantifier cela, et encore moins de le tester statistiquement, mais il nous apparaît toutefois intéressant de le signaler pour envisager des pistes de recherches ou encore garder cette hypothèse en mémoire. En effet, les suivis sur le long terme pourront éventuellement mettre en évidence des hausses du nombre de juvéniles qui pourront alors être expliquées rétrospectivement par l'analyse des conditions pluviométriques de l'année de naissance d'une cohorte (sans omettre les autres facteurs impactant la survie du stade œuf aux premières années).

Figure 3 : nid prédaté

Comme nous l'avons déjà indiqué, le **sanglier n'est pas, à notre sens, à la recherche spécifique des nids de cistude,** contrairement à ce qu'indiquait Jean Servan (Servan, 1989). Il est un opportuniste qui s'en nourrit au hasard de ses retournements. Toutefois, de fortes concentrations d'individus sur des sites de ponte, comme nous avons pu le constater en Sologne, pourraient avoir un impact non négligeable dès lors que l'intégralité de la surface du site serait retournée.

Lors de l'excavation des nids**, nous avons constaté une prédation que nous pourrions qualifier de souterraine**. En effet, en 2017, trois nids n'ont donné lieu à aucune émergence. Lors de l'ouverture, l'un d'eux était traversé par une galerie de micromammifère et a pu donner l'opportunité à un prédateur d'utiliser ce passage pour accéder au nid, protégé en surface par une cage. Les possibilités sont grandes et non vérifiables ; il pourrait s'agir de micromammifères comme l'a décrit Rollinat (1934), mais également d'une Taupe d'Europe *Talpa europaea*, bien que la galerie ne soit pas typique de cette espèce, ou encore d'une Belette d'Europe *Mustela nivalis* qui est connue pour emprunter les galeries souterraines à la recherche de ses proies, ou encore de l'un des reptiles présents sur la Réserve tels que la Couleuvre verte et jaune *Hierophis viridiflavus* qui emprunterait également ces galeries. Comme nous l'indiquons plus haut, Rollinat avait également effectué de telles observations dans son jardin aménagé pour les Cistudes, où des « Rats mulots » s'étaient emparés des œufs par le biais de galeries souterraines (Rollinat, 1934). Deux autres nids sans émergence ont été particulièrement « nettoyés » par des fourmis bien présentes lors de l'excavation et dont la fourmilière était à proximité. **L'impact des fourmis apparaît comme possible sous terre, dans un nid non ouvert.** Il ne nous est pas possible de déterminer si les fourmis sont à l'origine de la mort des embryons ou si elles ont bénéficié de la mortalité embryonnaire pour des consommations post-mortem.

L'année 2019 a donné lieu, pour la première fois, à des observations de **prédations automnales de nids** (15 septembre). Il semble que la sécheresse prolongée ait incité les prédateurs à modifier leurs comportements. Auparavant, la prédation des nids était considérée comme effective dans les 2 jours après la ponte (Servan, 1989) voire 3 (Owen-Jones, *comm. pers*.), échéance que nous avions repoussée à 1 semaine (Beau, 2015). **Il apparaît désormais que, dans des conditions exceptionnelles, le nid soit détectable et donc vulnérable tout au long de son existence.**

Au-delà de la mortalité par prédation, une autre cause de mortalité embryonnaire est la pluviométrie excessive du mois de juillet. Nos données confirment l'hypothèse de Claude Pieau selon laquelle la présence excessive d'eau engendrerait la fêlure des œufs et donc la mort de l'embryon (Pieau, 1974).

En termes de probabilités, nous pouvons résumer les données disponibles actuellement à :

- Probabilité de survie lors des prédations qui suivent la ponte (en Brenne) : 0,2 (déjà connue)
- Probabilité de survie du stade œuf à l'émergent (hors prédation terrestre) : 0,53 (nouveau)

En d'autres termes, un peu plus d'un œuf sur 2 qui ont survécu à la prédation donnera un nouveau-né capable de sortir du nid. **Parc conséquent, si l'on cumule les deux probabilités : il s'agit de près d'un œuf sur 10 œufs pondus qui donnera un émergent viable.**

2.1.3.2. SUR LES ÉMERGENTS

Nos suivis par radiopistage et pièges photographiques nous apportent des éléments nouveaux sur la prédation et la **survie des émergents**. Une première analyse sur les taux de survie nous indique des taux élevés et relativement stables, autour de 90% durant le premier mois (Barbraud, *com.pers.*), certainement en raison du comportement des émergents qui restent en grande partie enfouis dans la végétation entre 15 jours et 1 mois, selon les années, après la sortie du nid. Ce taux chute ensuite rapidement au cours du temps. Ces valeurs ne reflètent certainement pas la survie des émergents mais celle des émetteurs : autour de 1 mois la première année (2 mois la seconde).

Concernant la **prédation directe**, sur 40 individus suivis au total, seuls 3 ont été prédatés avec certitude : un par un sanglier *Sus scrofa*, un par un mammifère indéterminé (émetteur avec antenne détériorée par l'impact de dents) et un par un oiseau (émetteur retrouvé dans un arbre sans trace d'impacts de dents sur l'antenne). À ceux-là s'ajoute un individu retrouvé mort sur une fourmilière, mais ayant montré durant plusieurs jours des signes de déshydratation. Plusieurs individus ont disparu sans que nous puissions être certains de l'origine de ces disparitions. Cependant, les disparitions soudaines d'individus qui n'avaient pas bougé depuis plusieurs jours, alors que l'émetteur n'était pas en fin de vie, nous amènent à fortement suspecter des prédations. L'utilisation de pièges photographiques avait pour objectif de répondre à ces disparitions. Toutefois, lors du suivi par cette méthode en 2018, aucun des émergents suivis n'a été prédaté. Les informations acquises à cette occasion nous indiquent par ailleurs que **les émergents ne sont pas détectés par les prédateurs qui passent auprès d'eux**. Des espèces connues pour rechercher les nids des cistudes lors de la ponte (renard, blaireau, martre…) sont fréquemment passés à proximité, certains ont prospecté la zone de quelques mètres carrés et n'ont pas remarqué la présence de l'émergent. De même, les sangliers ont été filmés régulièrement, et en nombre, en train de se nourrir dans les flaques d'eau où se trouvaient

les émergents et aucun de ceux-ci n'a été prédaté. En revanche, nous n'avons pas d'élément d'information lors des déplacements des émergents alors qu'ils sont visibles et potentiellement plus détectables.

2.1.4. UTILISATION DES SITES DE PONTE PAR LES ÉMERGENTS

Les résultats fournis par nos années successives de suivi nous apportent des éléments importants sur les premiers moments de vie de la Cistude d'Europe *Emys orbicularis*. Il apparaît alors que les émergences peuvent occuper une plage temporelle importante au cours des saisons. Nous notons des émergences automnales plus fréquentes lors des trois dernières années de suivi. Entre 2015 et 2018, il y a eu des émergences tous les ans pour un total de 31,8% de nids contre 0% en 1983 (Servan, 1983) ainsi que 0% entre 2009 et 2011 (Owen-Jones, 2015). Bien qu'absentes des données chiffrées de la bibliographie, elles furent qualifiées d'exceptionnelles hors du cadre du suivi (Owen-Jones, 2015).

La phénologie précise de nos récentes observations d'émergences automnales est partielle car celles-ci n'ont pas été suivies avec précision pour éviter de la mortalité. Ce point demandera à être complété ultérieurement. Le seul élément dont nous disposons pour le moment est une période d'émergence automnale s'étalant de mi-septembre à mi-octobre. La présence d'au moins un individu dans un nid mi-octobre nous laisse à penser que les émergences peuvent avoir lieu plus tardivement dans l'automne, voire en hiver. Il est également possible qu'elles puissent avoir lieu en partie à l'automne et au printemps pour un même nid, mais cette possibilité reste à confirmer.

En revanche, concernant les émergences de printemps, il apparaît que celles-ci peuvent s'étaler de la dernière semaine de février au début du mois de mai, avec des interrogations sur des possibilités d'émergence plus tardives (cf. figure 5). En effet, lors de l'ouverture d'un nid le 22 mai, nous avons constaté la présence d'un nouveau-né toujours vivant sous terre, mais l'état sanitaire de l'ensemble des individus de ce nid nous laisse à penser que ce nouveau-né serait mort sans avoir pu émerger (tous les individus sont morts les jours qui ont suivi leur émergence).

A l'inverse, des émergences plus précoces sont envisageables. La littérature nous indique des émergences connues dès la mi-août (Mitrus & Zemanek, 2000; Novotnỳ, Danko & Havaš, 2004; Najbar & Szuszkiewicz, 2005; Bona *et al.*, 2017). Le temps d'incubation en milieu naturel ne peut pas être connu car l'éclosion a lieu sous terre. Cependant, en laboratoire, sous conditions contrôlées, le temps d'incubation peut être de 55 à 75 jours (Pieau, 2004). Par conséquent, si l'on considère une ponte dès la deuxième moitié du mois de mai, et un temps d'incubation de 2,5 mois (75 jours), l'éclosion peut avoir lieu dès le début du mois d'août ; potentiellement, l'émergence pourrait donc se produire peu de temps après, selon les conditions environnementales. De plus, dans le cadre du réchauffement climatique, le temps d'incubation pourrait être plus court. Toutefois, il semble que ce soit les conditions environnementales qui stimulent la sortie du nid (pluviométrie). Il serait intéressant de suivre l'évolution de ces phénologies.

Le temps d'occupation des nids, par les œufs puis les nouveau-nés, peut être très long : 328 jours au maximum selon nos observations (Beau, 2019).

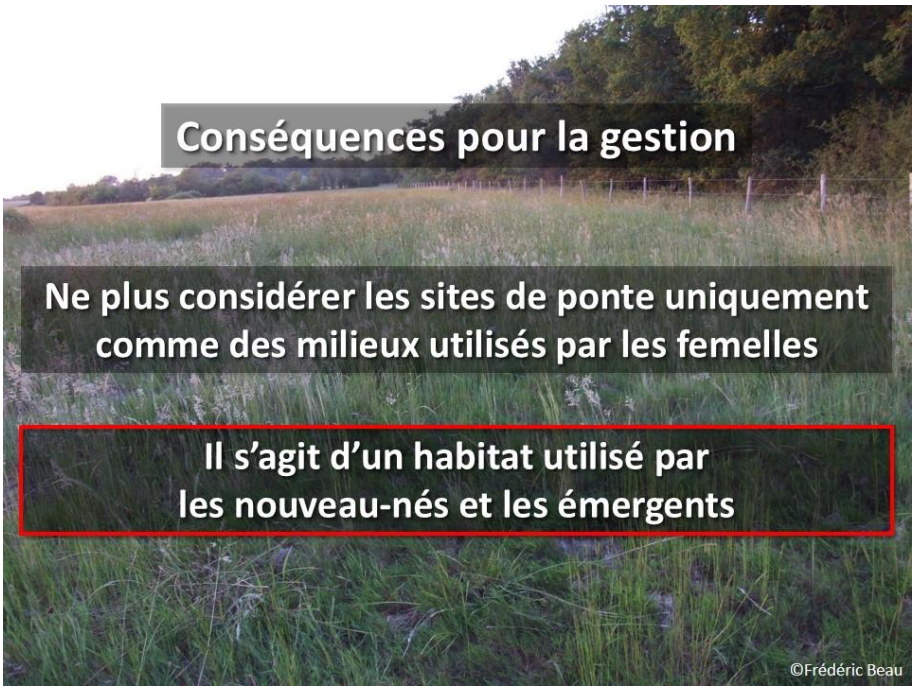
Puis, lors des émergences, chaque nid peut mettre entre 1 et 39 jours pour se vider de ses occupants, soit entre 10 et 20 jours en moyenne (Beau, 2019).

Concernant le parcours de vie des nouveau-nés après leur émergence, les premières analyses de nos observations nous ont amené à émettre l'hypothèse suivante : **une fois sortis du nid, les émergents ont des comportements qui visent à échapper aux deux causes de mortalités principales que sont la prédation et la dessiccation**. Dès le premier jour de leur sortie, ils se déplacent sur de plus ou moins grandes distances, de quelques centimètres à plusieurs dizaines de mètres, puis se tapissent dans la végétation (bryophyte, herbacée ou arbustive) pour ne plus bouger pendant plusieurs jours. Les déplacements diffèrent ensuite selon les individus, la configuration des sites et la météorologie, mais suivent les grandes lignes suivantes : lors de leurs rares déplacements, qui les exposent à la prédation, ils rejoignent des milieux qui les prémunissent des deux causes de mortalités principales, ci-dessus évoquées. Par conséquent, ces sites peuvent être des milieux aquatiques très temporaires ou quasi-pérennes, mais également des lieux humides et pas forcément en eau. En revanche, à mesure que l'eau et l'humidité viennent à manquer, ils se déplacent pour trouver de nouveaux sites pouvant remplir ces conditions. Puis, au bout de 2 mois environ, après que ces milieux quasi-pérennes aient été rejoints, les émergents commencent à montrer des signes de déplacement, non plus pour fuir la prédation et la déshydratation, mais à la recherche de nourriture. C'est par ailleurs à partir de ce même moment qu'ils commencent à prendre du poids, alors qu'ils en perdaient avant (par déshydratation), et à montrer des signes de croissance (figure 4).

Figure 4 : début de croissance

À titre d'exemple, il est arrivé que des émergents soient toujours à proximité de leur nid (moins de 10 m) plus d'un mois après leur émergence.

En conclusion, si l'on cumule la phénologie des émergences et les comportements des émergents il s'avère que des individus peuvent encore être présent sur le site de ponte, à proximité immédiate du nid, au début du mois de juin, soit potentiellement un an après la ponte.



La mise à jour des connaissances sur l'utilisation des sites de ponte par les différentes phases de l'espèce peut être synthétisée par le schéma ci-dessous :

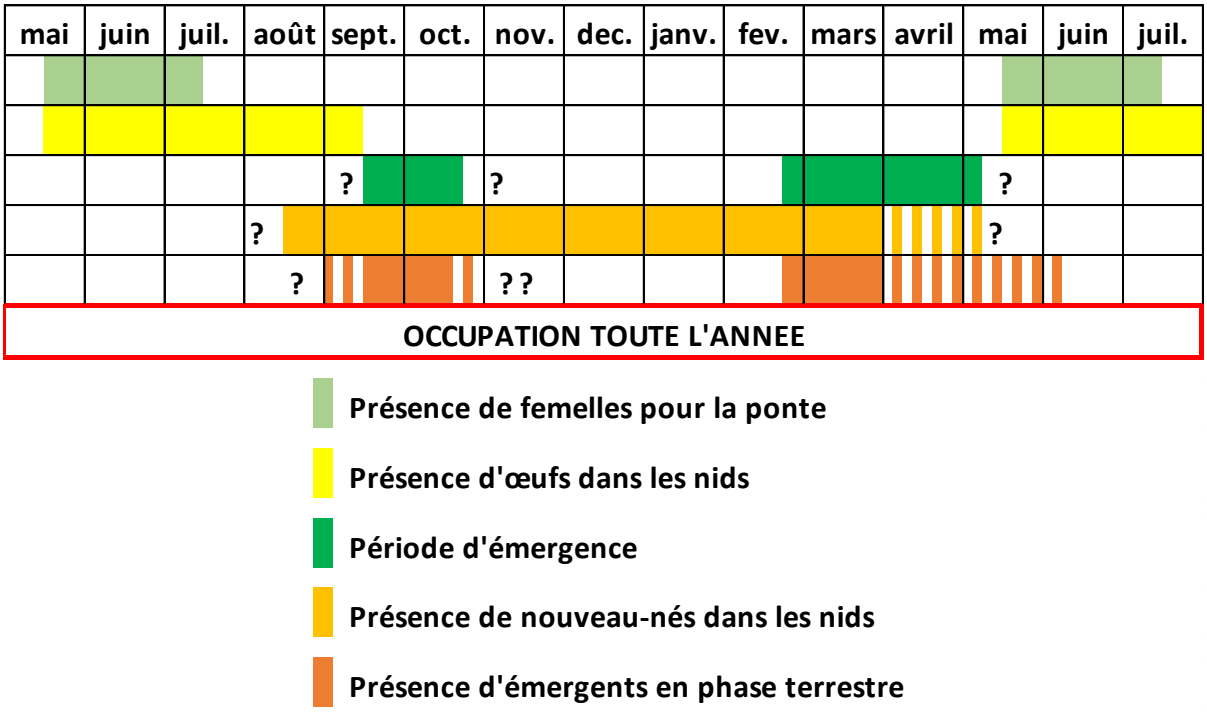


Figure 5 : occupation des sites de ponte par la cistude

Cependant, en Brenne, les sites de ponte que nous avons suivis sont plats, et les conditions édaphiques permettent la présence de nombreuses dépressions prairiales et autres flaques d'eau végétalisées en début de saison au gré de la pluviométrie, ce qui expliquerait notre hypothèse. Mais qu'en est-il sur des milieux plus drainants et en pente (coteaux de bord de marais…) ?

C'est la raison pour laquelle nous précisons que cette phénologie ne nous apparaît valable que pour le contexte brennou, à savoir selon les conditions climatiques, météorologiques et édaphiques locales.

2.2. PRÉCONISATIONS DE GESTION

Nous tenterons dans cette partie de proposer à la fois des généralités dans les préconisations de gestion pour l'espèce, mais également des cas particuliers sur la RNN de Chérine et des propriétés conventionnées.

En termes calendaires nous reprenons la frise d'occupation des sites de ponte proposée plus haut pour identifier différentes périodes pour l'entretien des sites de ponte de cistude.

En l'état actuel des connaissances, basées sur nos suivis récents des sites de ponte, il semble possible de dégager 3 périodes : une de moindre impact, une à bannir en termes d'intervention car fortement sensible pour l'espèce, et une très variable en fonction des années, des zones géographiques et donc climatiques.

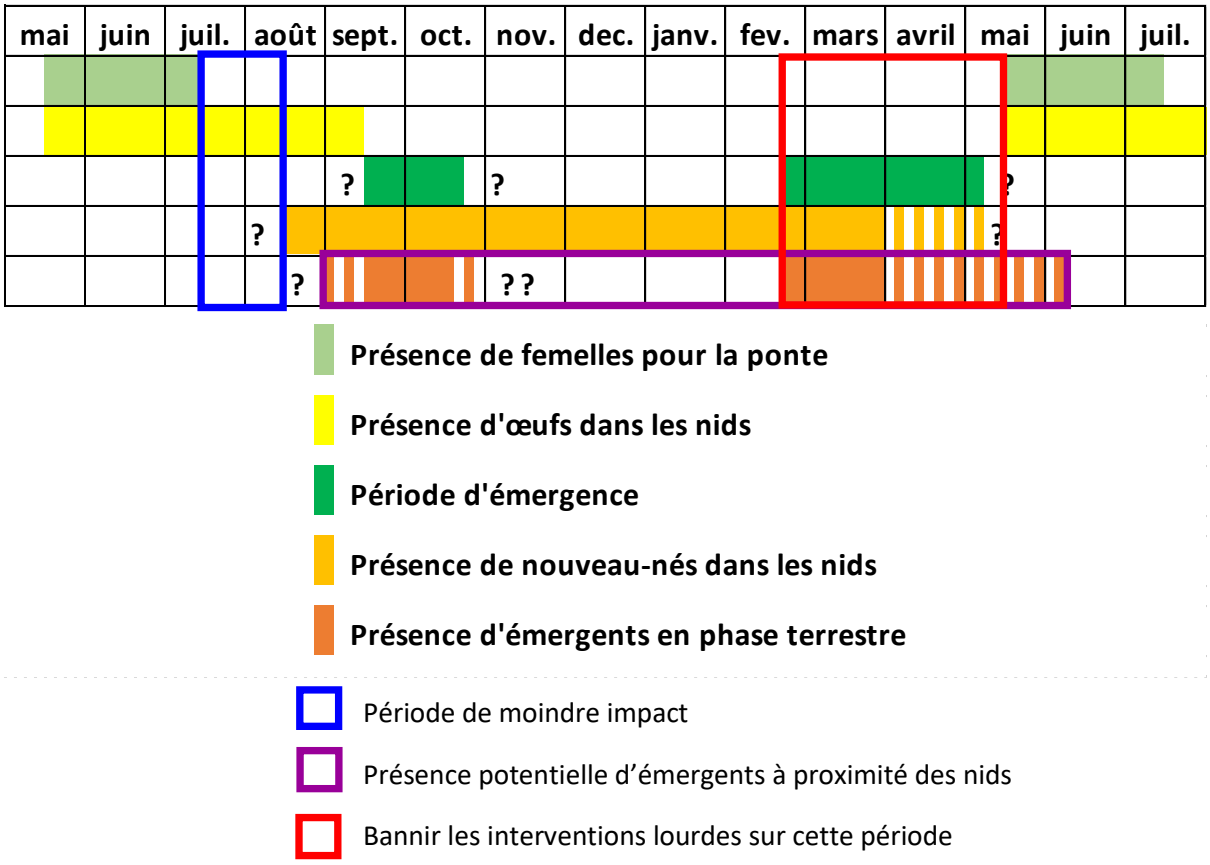


Figure 6 : Calendrier d'intervention pour l'entretien des sites de ponte de Cistude d'Europe

2.2.1. GÉNÉRALITÉ

2.2.1.1. DATES D'INTERVENTION

- La période d'intervention la moins sensible serait de mi-juillet à mi-août.

Au vu de la phénologie des pontes, des émergences et des émergents (figure 6), les fenêtres d'interventions exploitables pour mener des actions de gestion semblent se réduire dès lors que l'on ne considère plus les sites de ponte comme des zones dédiées uniquement à la ponte, mais aussi comme des habitats pour les premiers moments de vie des jeunes cistudes. C'est pourquoi, dans la limite des nouvelles connaissances acquises pour notre zone géographique, **la période d'intervention la moins sensible serait de mi-juillet à mi-août, ou du moins jusqu'aux premières pluies de la fin de l'été** qui peuvent stimuler les émergences. Toutefois, selon les sites et les modes de gestion choisis, tels que le pâturage (ovin, bovin, équin… selon quelle charge ?) ou mécanique (engin lourd, léger, nature du sol ?), les calendriers peuvent être spécifiques. De plus, à cette période, les sols sont les plus durs et donc les plus résistants au tassement, et par conséquent à l'écrasement des nids quels qu'en soient les occupants (œufs ou nouveau-nés).

- Attention à la présence potentielle d'émergents à proximité des nids.

Les interventions habituelles au cours de l'hiver sont toujours réalisables **mais en gardant à l'esprit que les émergences automnales sont désormais beaucoup plus fréquentes en Brenne,** et qu'il serait nécessaire de connaître les zones d'hivernage des émergents automnaux, données dont nous ne disposons pas actuellement. De plus, l'hygrométrie aidant, les sols sont beaucoup plus meubles et les risques d'écrasement sont alors plus importants.

- Bannir l'intervention visant à préparer le site pour les femelles juste avant les pontes.

Les interventions visant à obtenir une végétation rase avant l'arrivée des femelles par le broyage ou la fauche est à proscrire, sauf dans le cas de populations dont toutes les émergences ont lieu à l'automne (cas plutôt méditerranéen).

Ce cadre rouge ne se prolonge pas sur la période des pontes car nous partons du principe que cela ne se faisait pas avant et que notre souhait est de proposer un complément d'information. Cette période est également très critique puisque les femelles sont présentes sur le site pour aller pondre.

2.2.1.2. QUELLES INTERVENTIONS SUR LES SITES DE PONTE ?

Pour la réouverture des milieux :

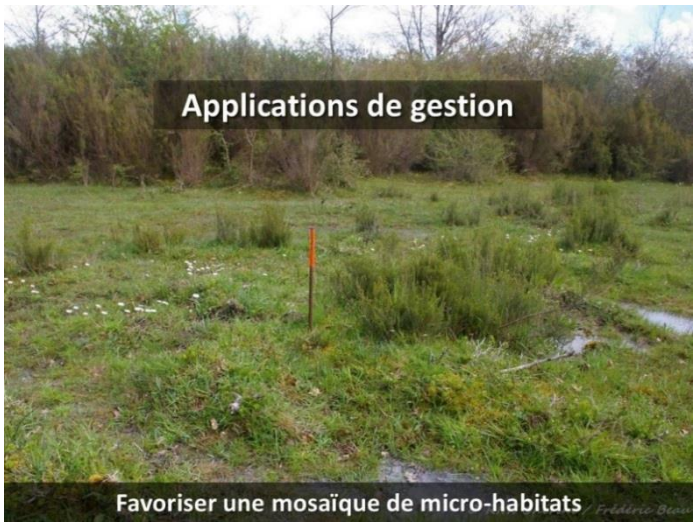
- Favoriser l'arrachage.

L'arrachage conduit à la disponibilité immédiate du sol pour la ponte, alors que le broyage laisse en place le système racinaire qui peut bloquer cet accès.

Pour le maintien des sites de ponte fonctionnels et optimaux :

- Favoriser des points d'eau temporaires et végétalisés proches des sites de ponte : dépressions prairiales, flaques, anfractuosités du sol, queues d'étangs… ;
- Favoriser des points d'eau plus pérennes : fossés, mares, étangs ;
- Favoriser des mosaïques de végétation dense : favoriser bryophytes, strates herbacées ou arbustives.

L'objectif n'est plus d'avoir un site monotone de pelouse ou de prairie « tondue ». Il faut veiller à laisser des zones refuges pour les émergents.



En effet, nos résultats montrent l'importance de **zones refuges pour permettre aux émergents de se prémunir de la dessiccation et de la prédation. Il conviendrait que les sites de ponte soient composés d'une mosaïque de ces zones refuges, disponibles à proximité des nids pour servir de points relais vers des sites plus pérennes.**

De manière générale, mais il semble bon de le rappeler, pour éviter le tassement des sols et les risques d'écrasement des nids, des nouveau-nés ou des émergents :

- Éviter autant que possible la circulation d'engins lourds sur les sites de ponte.

L'utilisation des digues est exclue de cette remarque car la circulation est nécessaire lors des pêches ; toutefois, en dehors de ce moment, chaque utilisation doit être mesurée car il d'agit de sites de ponte non négligeables. Au sein des parcelles, les déplacements des engins lourds pour les réfections de clôtures (ou autres raisons) devraient être évités sur les sites de ponte connus et cartographiés. De même, le choix des emplacements d'affouragement du bétail à l'automne devrait tenir compte de cette occupation par la cistude.

2.2.2. SITES SPÉCIFIQUES

2.2.2.1. SITE D'ACCUEIL DE LA MAISON DE LA NATURE ET DE LA RÉSERVE.

Problématique : écrasement des émergents par les utilisateurs du site (visiteurs et personnel).

Face aux nombres d'émergents qui nous sont apportés morts, écrasés sur le parking ou sur les chemins, sans compter ceux que l'on ne voit pas dans les zones en herbe, il convient de mettre en place une démarche de responsabilisation des visiteurs à travers l'information, la dissuasion, puis des sanctions si besoin.

Les écrasements par les véhicules sur le parking semblent inéluctables sauf à attirer l'attention des utilisateurs sur cette problématique.

Les zones herbacées (zones utilisées par les femelles pour la ponte), sont interdites au piétinement, toutefois, l'absence de signalisation efficace engendre des divagations et des « déjeuners sur l'herbe ».

Nous reprenons en partie des propositions déjà formulées en 2016 dans notre bilan annuel pour pallier ces désagréments (Beau, 2016).

Sur le parking ou les chemins :

- Informer le public

Informer le public par un panneau dès l'entrée du site indiquant la présence de « bébés tortues » en déplacement ou cachés dans la végétation lors des périodes d'émergences et après. Des panneaux sont installés depuis plusieurs années sur les routes qui traversent la Réserve, mais ce n'est pas le seul lieu où les cistudes se font écraser.

Sur les zones herbacées :

- Limiter l'accès piéton

Limiter l'accès piéton par une installation simple, discrète si nécessaire et dissuasive (photo de droite pour illustration, source : CEN Corse), accompagnée de rappels de l'affichage situé dès l'entrée du site. Une matérialisation d'une limite à ne pas franchir serait nécessaire sur les zones les plus à risque. Ceci, sans empêcher les déplacements des cistudes pour la ponte ou des moutons pour l'entretien des zones herbacées.

- Empêcher le stationnement des véhicules

Empêcher le stationnement des véhicules par une réorganisation du stationnement en rendant inaccessible ces zones herbacées après un accroissement des capacités d'accueil. La faible capacité du parking, et l'absence d'entraves à certaines zones, engendrent des stationnements anarchiques sur les zones herbacées, sachant que l'ensemble du secteur est un site de ponte. Le fond du parking, en herbe, pourrait être utilisé pour augmenter cette surface de stationnement. Le revêtement du sol, avec des matériaux denses, empêche les cistudes de pondre et les cantonnent favorablement aux zones

prairiales du parking. De même, il faudrait cantonner les véhicules sur les lieux prévus à cet effet par l'installation de limites nettes et infranchissables (pieux enfoncés dans le sol à l'interface herbe/parking comme sur la photo de droite). Cette ségrégation pontes/véhicules serait alors bénéfique en termes de conservation de l'espèce, mais également en termes de relation avec les visiteurs aux périodes de plus forte concentration des touristes.

F Beau

Ce dernier point relationnel n'est pas des moindres car les visiteurs, non informés des enjeux prairiaux et non cantonnés à l'extérieur de ces zones, divaguent très régulièrement sans être conscients de leur impact. Ce qui amène à devoir passer du temps à répéter les informations et les explications très régulièrement, créant ainsi des moments de tension.

- Aménager le passage canadien

Le passage canadien constitue un piège pour les émergents (et d'autres espèces), bien qu'aucun constat de mortalité n'ait été effectué en raison de la végétation qui s'y développe et qui empêche de telles observations. Toutefois, compte tenu de sa configuration, des jeunes cistudes qui viendraient à tomber dedans n'auraient pas la possibilité de sortir par manque de « rampe de sortie ». Il en est de même pour la faune n'ayant pas la possibilité de sauter ou de grimper. La mise en place d'une « rampe » ou d'un filet pourrait permettre cette sortie. Un système d'évacuation des eaux est prévu et pourrait permettre la sortie de la petite faune ; cependant, les passages répétés des véhicules comblent rapidement le fond. Suite à nos préconisations en 2016, le système avait été ouvert pour réaliser un nettoyage, mais il semble à nouveau obstrué et non opérationnel. Une solution pérenne d'évacuation de la petite faune est donc à envisager ou, à défaut, un nettoyage annuel du système.

F Beau

2.2.2.2. PETITES LANDES ET SITES DE PONTE DENSES

Sur ces sites à fortes concentrations de nids, l'aménagement par la mise en défens du site peut être utilisé pour augmenter artificiellement la survie des nids. Cet aménagement est présenté en annexe (annexe 1).

2.3. PRÉCONISATIONS MÉTHODOLOGIQUES ET DE SUIVI

Pour agir le plus efficacement possible, dans l'idéal, quelques nids témoins pourraient être recherchés lors des pontes afin de noter d'éventuelles émergences automnales. Ceci permettrait d'organiser les travaux en fonction des périodes d'émergence.

La recherche de nids à l'aide d'un chien détecteur constituerait une grande avancée.

Il serait intéressant de coupler la mise en défens d'un site de ponte et les estimations d'âge-ratio dans les étangs à proximité. Les étangs retenus pour les CMR sur le long terme seraient tout à fait appropriés pour ce travail.

Localement, **la définition des traits de vie des émergents qui quittent le nid à partir de la fin de l'été serait nécessaire** pour combler l'absence d'information. Il serait alors possible de déterminer si leurs comportements et leur utilisation des sites de ponte et des zones refuges diffèrent de ceux observés chez les émergents de printemps. Ce point apparaît comme le point prioritaire pour continuer à combler les connaissances sur les émergents.

De nombreuses autres pistes de recherche seraient envisageables, mais sans applications concrètes de gestion elles ne sont pas développées ici.

2.3.1. RÉSUMÉ EN IMAGES

Les images suivantes proposent une synthèse de la connaissance et de la gestion conservatoire des sites de ponte.

Le texte en rouge indique les impacts négatifs, celui en vert les impacts positifs.

Gestion conservatoire des sites de ponte
Nids
Gestion
Fermeture excessive des milieux
Concentration des pontes
Circulation d'engins lourds
Gestion
Ouverture des milieux par arrachage
Mise en défens des sites de ponte
Météorologie
Pluviométrie excessive en juillet (mortalité embryonnaire)
Météorologie
Pluviométrie abondante lors des pontes (baisse de la prédation)
© RNN Chérine / Frédéric

Gestion conservatoire des sites de ponte
Émergents
Gestion
Végétation uniforme et rase
Circulation et piétinement
Gestion
Zones refuges à proximité des nids :
Mosaïque de strates
Micro-habitats aquatiques temporaires et végétalisés
Habitats aquatiques végétalisés plus pérennes
Météorologie
Déshydratation :
Sécheresse lors des émergences et les semaines qui suivent
Météorologie
Pluviométrie printanière
© RNN Chérine / Frédéric Beau

3. HABITATS AQUATIQUES

La pisciculture, depuis le Moyen-Âge, a favorisé la Cistude d'Europe à travers la création de nombreux étangs en Brenne. L'activité économique locale a fluctué mais a toujours été plus ou moins dépendante de ces étangs. Ainsi, le pays artificiel « des mille étangs », est devenu une zone naturelle avec les habitats aquatiques et terrestres favorables à la population de cistude, pour en faire actuellement une des plus importantes de France.

Toutefois, depuis plusieurs années, l'évolution des pratiques traditionnelles vers des pratiques intensives nous interpelle sur la viabilité des populations, à travers le constat d'une dégradation des milieux en termes de qualité des eaux et de capacité d'accueil.

De manière intuitive et grâce aux données passées, les bonnes pratiques pour la conservation des habitats aquatiques des populations de cistudes sont connues en termes de végétation et d'habitats disponibles pour les différentes phases du cycle de l'espèce. Par conséquent, nous proposons ici, selon la même approche que pour les sites de ponte : de faire un état des connaissances nouvelles, suivi de préconisations au regard de ces nouvelles connaissances.

3.1. SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES NOUVELLES

3.1.1. RECOLONISATION DES ÉTANGS APRÈS UN ASSEC PROLONGÉ

La précédente période de suivis intensifs sur la Réserve a documenté la recolonisation progressive des étangs après un assec prolongé. Ainsi, sur l'étang Ricot, il a été considéré qu'au bout de la troisième année qui suit l'assec, 51 % des individus estimés avaient été recapturés sur l'étang (Owen-Jones & Thienpont, 2011). Sur la période 2015-2019, l'étang Ricot a été mis en assec en 2016. Les estimations nous indiquent une recolonisation très rapide, avec 199 individus en 2015 puis 183 en 2017, les intervalles de confiance n'étant pas connus (Casajus *et al.*, 2019). Cette recolonisation rapide et quasi-totale peut être en partie expliquée par les assecs des étangs des Essarts et du Petit-étang cette même année 2017. **Le recolonisation semble alors pouvoir être beaucoup plus rapide**.

Comme cela fut indiqué dans le passé (Owen-Jones & Thienpont, 2011; Owen-Jones, 2015), cette recolonisation dépend du contexte environnant et des assecs des étangs proches l'année N+1. **Il peut s'agir d'une recolonisation par la population, mais pas nécessairement par les mêmes individus**. Une analyse rapide des données individuelles de piégeage sur Ricot entre 2015 et 2017 nous apporte des éléments de réflexion. Ainsi, parmi les 124 individus capturés en 2015, 35 ont été recapturés en 2017 soit 28,5 % de l'échantillon initial (pour un total de 91 individus capturés en 2017). Puis en 2018, sur 57 captures, 19 avaient été capturés en 2015. Ces données basées sur les observations individuelles pourraient laisser à penser que la recolonisation est faible. Cependant, les conditions de piégeage, et donc les probabilités de capture, peuvent expliquer ces observations et le fait que très peu d'individus puissent être recapturés, cela ne signifie pas qu'ils ne sont pas présents, mais potentiellement que les conditions n'ont pas permis leur capture. Des interprétations sur ces résultats bruts seraient erronées.

Le contexte de l'étang Gorgeat en 2016 nous apporte d'autres données. Cet étang fut, comme l'étang Ricot, laissé en assec en 2016. Grâce au suivi sur le long terme par CMR basculé de l'étang à la zone de marais, alors maintenue en eau cette année d'assec pour l'étang, nous avons pu montrer que la réfection de la petite digue qui sépare ces 2 éléments a permis de maintenir à proximité immédiate de l'étang près de la moitié de l'effectif estimé de cistudes (85 dans la zone de marais pour 187 dans l'étang l'année précédente).

Ainsi, à l'échelle de la population, la recolonisation peut être considérée comme rapide, mais à l'échelle des individus l'interprétation est plus délicate.

En conclusion, c'est le contexte local de l'organisation spatiale des assec qui semble considérablement influencer sur la rapidité de la recolonisation.

En outre, le radiopistage des femelles équipées en 2015 et suivies également en 2016, nous a permis de mettre en évidence leur **capacité à rester dans un étang en assec** (Ricot) au cours du printemps et de l'été malgré l'absence d'eau.

3.1.2. MORTALITÉ ACCIDENTELLE

Les taux de survie des cistudes seraient impactés par les assecs prolongés (Owen-Jones, 2015). Toutefois, il ne s'agit pas de l'assec en lui-même mais des déplacements de populations qu'il engendre, soit l'accroissement des **risques d'écrasement sur le réseau routier** (*Ibidem*). Lors de l'assec de 2007 de l'étang Ricot, il avait été trouvé un nombre important (non chiffré) de cistudes écrasées sur la route qui sépare Ricot de Monmélier (Owen-Jones, *com. pers.*). Cependant, en 2016, malgré une surveillance, très peu de cadavres ont été trouvés. Comme évoqué dans les paragraphes précédents, les déplacements dépendent de la gestion des étangs périphériques.

Lors de l'analyse des cadavres de cistudes mortes en Brenne, effectuée par le CNRS de Chizé, plusieurs individus avaient pour **cause de mortalité le piégeage des écrevisses**. De même, lors du suivi sur la base militaire de Rosnay par nos soins, 2 individus ont été retrouvés morts dans les nasses à écrevisses car celles-ci étaient totalement submergées. Des préconisations ont été fournies à la base militaire. Il s'agit d'une cause de mortalité qui pourrait et qui devrait être évitée.

Nous attirons l'attention sur le fait que **le piégeage peut être impactant** sur les cistudes elles-mêmes ainsi que sur d'autres espèces. C'est pourquoi des échanges ont eu lieu sur le thème des bénéfices/risques des CMR lors des Journées Techniques Cistude qui se sont tenues en 2019 à Bellebouche. En effet, lors des 5 dernières années 2015-2019, sur 4899 nuit-pièges, 2 cistudes sont mortes noyées dans des verveux pourtant bien placés et alors que l'ensemble des précautions était

pris. Ils peuvent également être des pièges pour de la petite faune qui ne peut en sortir. Ainsi, nous avons noté la mort d'un jeune Grèbe huppé et d'un Campagnol amphibie.

Certaines bondes forment des pièges mortels pour les adultes, notamment lorsqu'elles sont équipées de « trop-pleins ». Il en est de même pour les pièges à poisson-chats ou tout autre aménagement de gestion de l'eau et des poissons, qui peuvent former des puits abrupts sans possibilité de ressortir pour les cistudes (photo de droite). Le 24 août 2019, entre Ricot et Monmélier, 4 tortues étaient prises au piège dans le tunnel sous la route. L'observation d'une ponte dans le fond vaseux du piège laisse à penser que celles-ci ont dû y séjourner un long moment. **Une réflexion sur l'aménagement des outils de gestion de l'eau serait donc nécessaire**.

3.1.3. ÉTAT SANITAIRE DES CISTUDES

La **problématique des pathogènes (champignons, bactéries…)** est de plus en plus présente et nécessite donc des précautions. Bien que l'eau circule entre étangs tout comme la faune ou encore les ustensiles de pêche, il convient de veiller à ce que le piégeage des cistudes, comme les autres, ne soit pas un vecteur supplémentaire de contamination.

Le travail sur **l'état sanitaire des cistudes** a montré la présence de mercure dans les organismes. Des hypothèses ont été émises quant aux sources et aux conséquences sur ces tortues, mais ce travail demande à être poursuivi pour être clarifié. Le suivi des recouvrements algaux (figure 7) indique clairement la responsabilité de l'intensification de la pisciculture comme source de dysfonctionnement. Les impacts sur les cistudes sont possibles et restent à déterminer avec plus de précision. L'ensemble de ces nouveaux éléments est présenté dans le mémoire de thèse issu de ce travail (Beau, 2019). Le mercure pourrait impacter la reproduction ; quant aux algues, toutes les pistes restent ouvertes, mais des cas de mortalité sur les cistudes et des animaux plus gros, dus à la prolifération des cyanobactéries sont connus. Ces éléments sont donc à suivre avec attention.

Figure 7 : Il s'agit bien d'une cistude et pas d'une nouvelle apparition sur le Loch Ness ! (photo Laura Beau)

3.2. PRÉCONISATIONS DE GESTION

Les préconisations de gestion sur les milieux aquatiques sont moins développées que dans la partie dédiée aux sites de ponte. En effet, les milieux aquatiques favorables sont connus depuis longtemps et les nouvelles connaissances ne viennent pas les remettre en cause. Il s'agit essentiellement de rappels et des 2 aspects nouveaux sur le mercure et les algues épizoïques.

Concernant le **piégeage des écrevisses**, il est aisé de réduire à néant son impact sur les cistudes par du bon sens et de la rigueur : Il convient de laisser une partie de chaque piège émergée hors de l'eau et de les relever régulièrement.

Un recensement des **bondes mortelles** et des outils de gestion hydraulique serait nécessaire pour proposer des mesures simples en fonction des pièges constatés. À titre d'exemple, sur la photo présentée plus haut au sujet de cette problématique, un simple aménagement avec du grillage à poule permettrait d'éviter aux tortues et autres petites faunes (amphibiens, reptiles, petits mammifères…) de tomber dans ce piège.

Pour l'état sanitaire, il peut être prématuré de préconiser des mesures de gestion, toutefois les **liens entre le mercure ou les algues et les conditions corporelles des cistudes ou bien des indices de reproduction** (gravidité), nous amènent à garder en mémoire ces deux points pour la gestion future des étangs. En effet, ils ne constituent peut-être pas une cause prioritaire d'intervention pour les gestionnaires ; toutefois, dans le contexte actuel de l'évolution des pratiques piscicoles vers une intensification, ces données, et surtout les interrogations qu'elles suscitent méritent d'être prises en compte et suivies.

Ainsi, au regard de ces éléments, il convient de :

- garder en mémoire l'impact d'une mise en assec prolongé sur la biodisponibilité de mercure organique lorsque ce type d'intervention est programmé

Le mercure est un perturbateur de la reproduction qui peut nuire à de très nombreuses espèces. Toutefois, la végétation post-assec est vitale pour de nombreuses espèces, notamment en termes de support de reproduction. Ceci du fait de la disparition de la majorité de la végétation aquatique des étangs dûe à l'intensification des pratiques piscicoles (désherbage manuel et chimique).

- bannir la dystrophisation des étangs

Bannir cette dystrophisation en évitant des ajustements artificiels et drastiques par des amendements. Le choix même des espèces produites dans les étangs et les méthodes d'élevage sont directement responsables de cette eutrophisation galopante. Il serait intéressant de mener des réflexions sur l'empoissonnement (espèces et quantités) et leur impact sur des indices à définir. La cistude ne semble toutefois pas un bon modèle à suivre dans ce cadre, étant donné son faible dynamisme et sa faible réactivité.

3.3. PRÉCONISATIONS MÉTHODOLOGIQUES ET DE SUIVIS

Poursuivre la CMR sur les 3 sites définis pour un suivi à long terme : étangs Ricot, des Hautes-Rondières et Gorgeat. Cette action pourrait être couplée aux actions de protection artificielle de sites de ponte, afin de noter leurs intérêts à travers l'évolution du sexe-ratio et de l'âge-ratio.

Lors des assecs prolongés, rechercher des individus dans des étangs sans eau, en prospectant les touradons de carex et les zones potentielles d'estivation. Zoey Owen-Jones avait montré qu'une majorité de cistudes quittait l'étang, par conséquent quelques-unes restent. Le radiopistage lors de l'assec de Ricot en 2016 l'a également montré. Le suivi du comportement et de l'utilisation du milieu par des individus qui ne quittent pas l'étang serait riche d'enseignement.

Lors du piégeage : bien veiller à tous les éléments de sécurisation du piégeage : bien planter les piquets, bien arrimer les verveux, placer les bouteilles dans tous les compartiments du verveux, renouveler les bouteilles pour éviter que le plastique ne devienne cassant et n'assure plus son étanchéité. Vérifier le bon état des verveux. Ne plus utiliser ou revoir totalement les vieux verveux (à grosses mailles) qui avaient été aménagés avec des filets fins.

Désinfecter au virkon le petit matériel qui viendrait de l'extérieur de la Brenne (waders, bottes ou autres), de visiteurs, de personnes en formation, ou du personnel de Chérine qui aurait utilisé leur matériel à l'extérieur de la Brenne.

Réaliser un bilan et une cartographie des bondes et de leur impact sur la survie des cistudes adultes, pour proposer des aménagements en fonction des pièges inventoriés.

Poursuivre l'analyse du mercure sur des individus d'âge connu et sur les restes de coquilles, ainsi que sur d'éventuels cadavres d'émergents. Ceci, afin de voir s'il existe un transfert de mercure des femelles vers leurs progénitures.

Localiser et quantifier les zones de mortalité routière autour de la Réserve, pour éventuellement faire apparaître des points noirs.

Il serait intéressant de **mener une réflexion sur l'empoissonnement** : choix des espèces et de leurs densités de départ. La carpe peut sembler à proscrire en raison de son comportement fouisseur et ravageur. Toutefois, l'étang Purais, souvent mis en avant de par son intérêt pour l'avifaune, est utilisé par le pisciculteur pour la production de carpes. La carpe peut avoir un impact indirect sur les cistudes en termes de modification de leur milieu. Il convient peut-être de placer cette réflexion sur une limite supportable pour la biodiversité, vis-à-vis de cette espèce, qui représente actuellement un point d'achoppement selon les utilisateurs des étangs. Il conviendrait de préciser à l'avenir des densités compatibles avec le maintien de la biodiversité. De même, une réflexion vis-à-vis de l'impact des brochets sur les jeunes tortues, notamment en l'absence de zone refuge, peut nous amener à nous interroger sur leur impact direct sur le recrutement de juvéniles.

4. CONCLUSION

Nous avons tenté de proposer des mesures de gestion à la fois pour les sites de ponte et les milieux aquatiques au regard des dernières connaissances acquises. Pour certains points, comme l'utilisation des milieux par les émergents, ces connaissances, bien qu'essentielles, sont novatrices et par conséquent lacunaires en certains domaines. Ainsi, les préconisations proposées s'appuient sur un travail important sur les émergences printanières mais très peu sur les émergences automnales. De plus, dans le contexte du changement climatique, l'important travail sur la phénologie révèlera très probablement des variations comportementales de l'espèce.

Par conséquent, il serait essentiel de poursuivre certains suivis pour combler un manque de connaissances, mais également, de poursuivre les études destinées à suivre les aspects les plus étudiés pour noter d'éventuelles évolutions qui pourraient impacter la gestion conservatoire.

De plus, nous avons tenté de faire ressortir des généralités pour favoriser le maintien de populations au-delà des limites de la Réserve de Chérine. Toutefois, compte tenu de la plasticité des stratégies et des dynamiques des populations selon les localisations géographiques, et donc climatiques, il incombe au gestionnaire d'adapter des considérations aux sites dont il a la charge.

Enfin, bien qu'il s'agisse de préconisations spécifiques à la conservation de la Cistude d'Europe, l'espèce évoluant dans des habitats à valeur patrimoniale propre et des habitats d'autres espèces patrimoniales, il convient alors de définir les priorités dans les choix de gestion.

5. RÉFÉRENCES

Barthe L. (2012). *Guide technique pour la conservation de la Cistude d'Europe en Midi-Pyrénées*. CPIE Pays Gersois.

Beau F. (2019). *Ecologie de la Cistude d'Europe Emys orbicularis en Brenne : histoire de vie des nouveau-nés et influence des modes de gestion sur les populations.* La Rochelle.

Beau F. (2016). *Suivi des populations de Cistude d'Europe de la Réserve Naturelle Nationale de Chérine et des propriétés conventionnées. Bilan 2016*. Chérine, Saint-Michel-en-Brenne.

Beau F. (2015). *Tendance démographique, fécondité et état sanitaire des populations de Cistudes de la Réserve Naturelle Nationale de Chérine et des propriétés conventionnées. Bilan 2015*. Chérine, Saint-Michel-en-Brenne.

Bona M., Danko S., Búrešová A., Novotný M. & Havaš P. (2017). Thermal Conditions in Nest Chambers of the European Pond Turtle, Emys orbicularis (L., 1758), in Tajba National Nature Reserve, Slovakia. *Acta Zoologica Bulgarica*, 43–47

Cadi A. & Faverot P. (2004). *La Cistude d'Europe, gestion et restauration des populations et de leur habitat. Guide technique*. Conservatoire Rhône-Alpes des espaces naturels.

Casajus N., Beau F., Barbraud C. & Brischoux F. (2019). *Etude de la démographie et de la dynamique de population de la cistude d'Europe (Emys orbicularis) de la réserve naturelle nationale de Chérine*.

Mitrus S. & Zemanek M. (2000). *Distribution and biology of Emys orbicularis (L.) in Poland*. na.

Najbar B. & Szuszkiewicz E. (2005). Reproductive ecology of the European pond turtle *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758) (Testudines: Emydidae) in western Poland. *Acta Zoologica Cracoviensia* **48**, 11–19. https://doi.org/10.3409/173491505783995752

Novotnỳ M., Danko S. & Havaš P. (2004). Activity cycle and reproductive characteristics of the European pond turtle (Emys orbicularis) in the Tajba National Nature Reserve, Slovakia. *Biologia, Bratislava* **59**, 113–121

Owen-Jones Z. (2015). *LA CISTUDE D'EUROPE (EMYS ORBICULARIS) EN BRENNE : DEMOGRAPHIE, REPRODUCTION, DEPLACEMENTS ET IMPACTS DES PRATIQUES PISCICOLES*. Ecole Pratique des Hautes Etudes.

Owen-Jones Z. & Thienpont S. (2011). *La Cistude d'Europe sur la Réserve naturelle nationale de Chérine et les propriétés périphériques. Bilan de 4 années d'études*. Chérine.

Pieau C. (2004). Oestrogens and temperature-dependent sex determination in reptiles: all is in the gonads. *Journal of Endocrinology* **181**, 367–377. https://doi.org/10.1677/joe.0.1810367

Pieau C. (1974). SUR LA DIFFÉRENCIATION SEXUELLE CHEZ DES EMBRYONS D'EMYS ORBICULARIS L. (CHÉLONIEN) ISSUS D'ŒUFS INCUBÉS DANS LE SOL AU COURS DE L'ÉTÉ 1973,. *Bulletin de la Société Zoologique de France* **99**, 363–376

Priol P. (2009). *Guide technique pour la conservation de la Cistude d'Europe en Aquitaine*. Association Cistude Nature.

Rollinat R. (1934). Raymond Rollinat. La Vie des reptiles de la France centrale Cinquante années d'observations biologiques. (Introduction du docteur G. V. Legros.]. *Delagrave*, 406

Servan J. (1983). Emergence printannire de jeunes cistudes de Brenne. 35–37

Servan J. (1989). USAGE PARTICULIER ET TRADITIONNEL DES ETANGS: IMPACT DE LA MISE EN ASSEC D'UN AN SUR UNE POPULATION DE CISTUDE. 13

Annexes 1

Mise en défens d'un site de ponte de Cistude d'Europe *Emys orbicularis*

Frédéric Beau – RNN de Chérine- septembre 2019

Pourquoi ?

La prédation des nids de Cistude d'Europe *Emys orbicularis* constitue, dans des zones de forte densité de l'espèce, une atteinte majeure à son cycle. En effet, ce taux dépasse les 70 % sur la RNN de Chérine (estimation sur la base d'un protocole de fausses pontes).

De plus, en Brenne, le taux de juvéniles présents dans la population est le plus faible de la littérature européenne. Par conséquent, des tentatives visant à réduire l'impact de cette prédation ont été testées. **Des résultats positifs nous amènent à proposer l'aménagement explicité ci-dessous**.

Principe ?

Le principe est de laisser passer les femelles de cistudes venant pondre et d'empêcher les prédateurs de gagner la zone. Les plus gros prédateurs sont alors isolés (blaireau, renard, martre, fouine, sanglier…). En revanche, les rares cas de prédation par de petits mustélidés restent possibles. Nous avons un cas de prédation non identifié, probablement une belette ou une hermine, suffisamment petite pour passer sous le filet.

Attention à laisser la possibilité au gestionnaire de pouvoir pénétrer dans l'exclos en-dehors des périodes sensibles. A défaut, un enfrichement préjudiciable à la ponte se mettra en place.

Mise en défens expérimental d'un site de ponte

Comment ?

Conformément à l'adage : « un dessin vaut mieux qu'un long discours », les schémas ci-dessous présentent l'installation avec un **filet à mouton électrique**. Toutefois, un aménagement semblable avec du **ruban électrique classique** est possible.

La contrainte principale est de laisser une hauteur de 15 cm sous le système électrique afin de laisser passer les tortues. Attention, bien vérifier que cette hauteur est respectée tout le long du périmètre. Les « reliefs » du sol peuvent créer des zones trop étroites qui bloqueraient les femelles. A l'inverse, des trous permettraient à certains prédateurs de se faufiler.

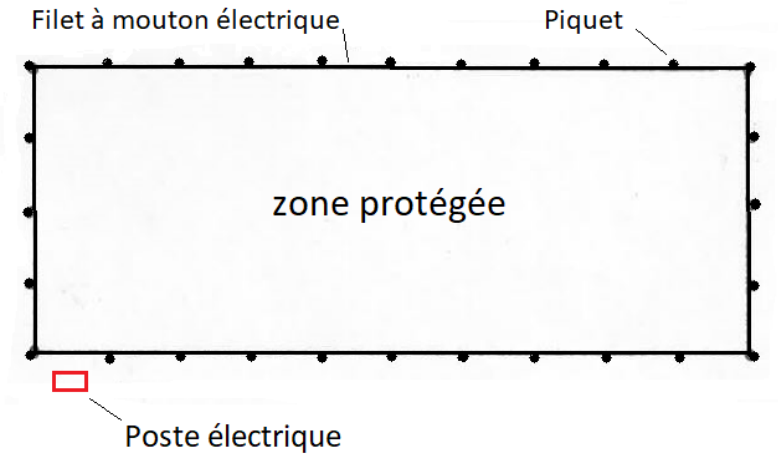


Figure 1. Vue de dessus.

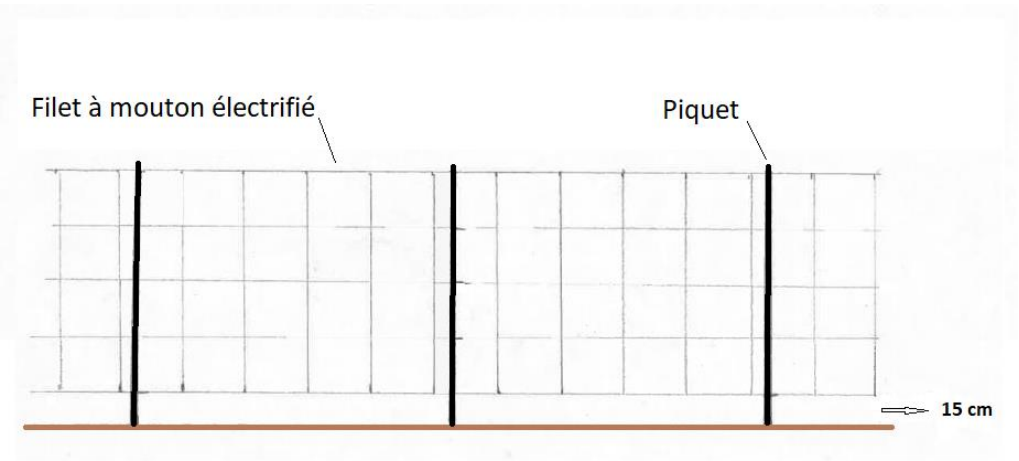


Figure 2. Vue de profil

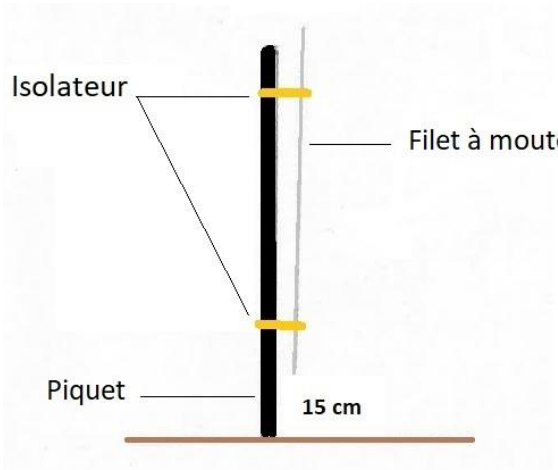


Figure 3. Détail du piquet

Période ?

À définir selon les périodes de prédation. En Brenne, celles-ci sont maximales lors de la phase de ponte : **de mi-mai à mi-juillet.** Mais des prédations en fin d'été sont observées (très rares).

Gestion ?

Prévoir la gestion pour éviter l'enfrichement. Pour ce faire, et pour éviter un démontage intégral de l'aménagement (qui est possible), la zone de défens peut être ouverte afin de laisser entrer l'outil de gestion : bétail ou mécanique légère (cf. figure 4). Attention, un bétail « joueur » ou apeuré peut entraîner la détérioration du système ouvert (non électrifié). **À définir selon le contexte et les outils à disposition**. Cette gestion est à anticiper avant installation.

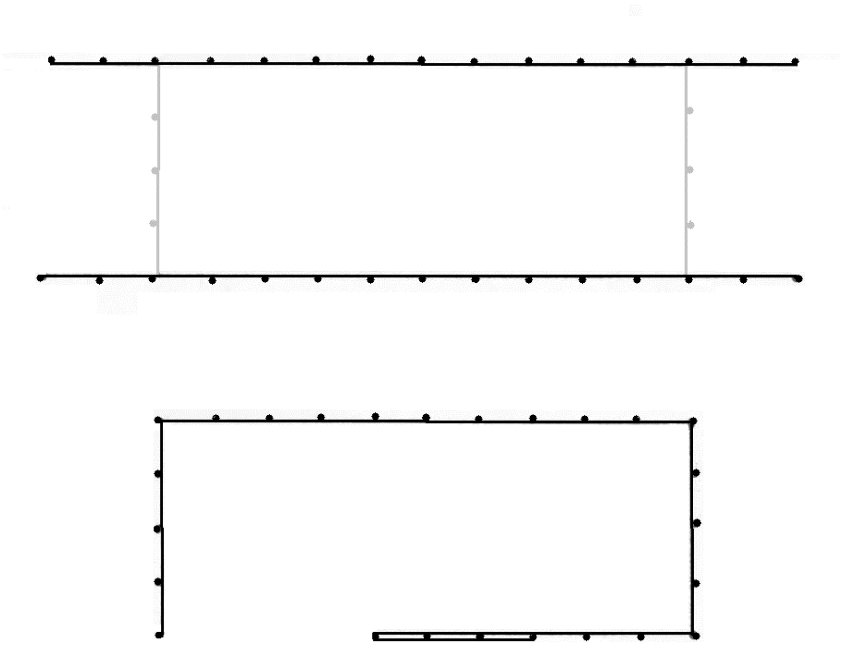


Figure 4. Deux exemples d'ouverture de l'exclos

Prise en compte importante : selon les régions, les **émergences puis la faible mobilité des émergents durant les premières semaines sont à prendre en considération**. En Brenne, cette phase s'étale de fin février à mi-mai selon les années (cf. figure 5). En outre, des émergences automnales sont occasionnellement possibles.

Par conséquent, la période la plus propice à l'entretien du site de ponte se situe entre mi-juillet et mi-août.

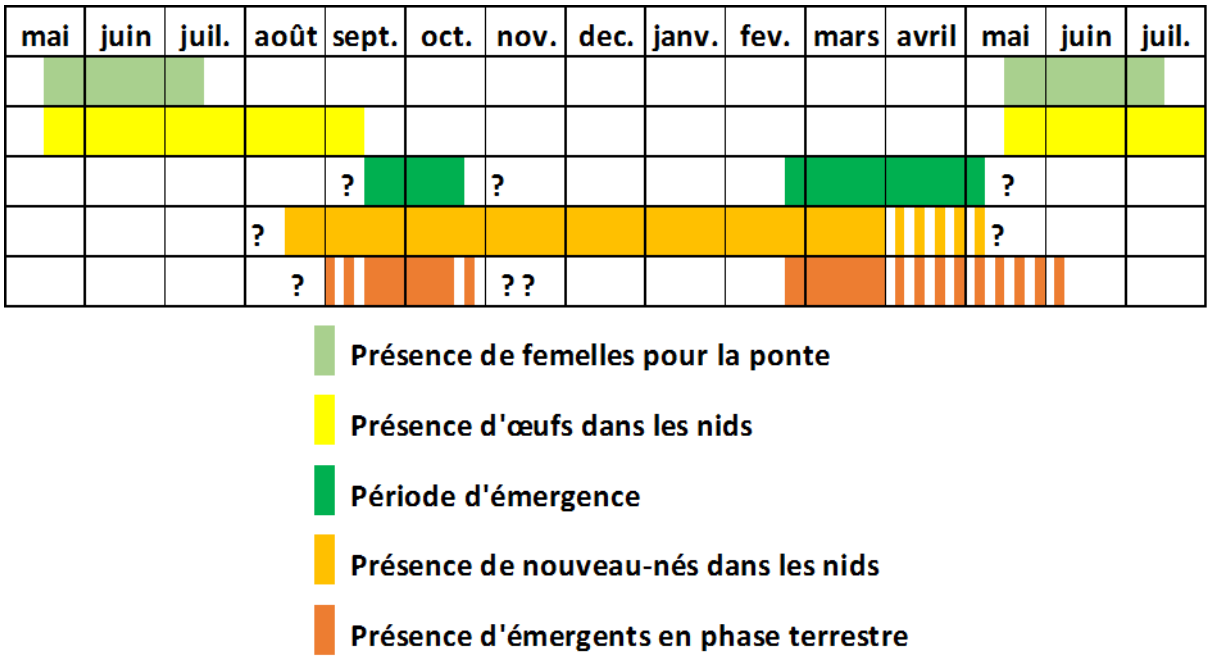


Figure 5. Occupation d'un site de ponte par les différents stades du cycle de la Cistude d'Europe

Contact pour de plus amples informations :

RNN de Chérine

Maison de la Nature et de la Réserve

36 290 SAINT-MICHEL-EN-BRENNE

02 54 28 11 02

rncherine@wanadoo.fr