

MINISTERE DE LA JEUNESSE, DE L'EDUCATION NATIONALE ET DE  
LA RECHERCHE

ECOLE PRATIQUE DES HAUTES ETUDES

Sciences et Vie de la Terre

MEMOIRE

Présenté

par

Stéphanie THIENPONT

Pour l'obtention du diplôme de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes

Habitats et comportements de ponte et d'hivernation  
chez la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) en Isère.

Soutenu le 12/04/2005 devant le jury suivant :

Jacques MICHAUX - Président

Marc CHEYLAN - Rapporteur

Albert BERTOLERO - Examineur

Antoine CADI - Examineur

Roger PRODON - Examineur

Raphaël QUESADA - Examineur

Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés - Directeur : M. Roger  
Prodon

Association Nature Nord-Isère LO PARVI - Directeur : M. Raphaël Quesada

# Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier l'association LO PARVI de m'avoir accueillie et soutenue au cours de ces trois années, et plus particulièrement son directeur Raphaël QUESADA, pour la confiance qu'il m'a accordée en me confiant cette étude et tout au long de ce travail. J'espère que le résultat sera à la hauteur de vos attentes.

Je remercie également Roger PRODON, pour son accueil au sein du laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés de Montpellier.

Mes remerciements vont ensuite à Marc CHEYLAN, pour son accueil que ce soit à Montpellier, en Corse ou dans les Alpes, pour son expérience et son recul bien utiles aux novices de l'herpétologie, pour ses conseils avisés et surtout pour le temps qu'il m'a accordé lors de la relecture de ce mémoire. Merci !

Je remercie Jacques MICHAUX, Albert BERTOLERO, Antoine CADI, Roger PRODON et Raphaël QUESADA, qui ont accepté de faire parti du jury.

Je remercie ensuite les enseignants des modules auxquels j'ai participé, ainsi que l'ensemble du laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés pour leur accueil sympathique et leur disponibilité lors de ces modules.

Ce mémoire n'aurait jamais vu le jour sans le travail de nombreux étudiants :

Pour commencer, je remercie Antoine CADI pour les moyens qu'il a su mettre en œuvre tout au long de cette étude.

Merci à Alexandra, la première « piégeuse » de Cistudes du projet !

Dans l'ordre viennent ensuite Romain, Laurence, Michael et Richard, pour les débuts pas toujours simples du radiopistage ! Merci Romain pour m'avoir enseigné le radiopistage et ses milles et une facéties !!!

Ensuite l'étude doit énormément au travail acharné de Mélanie et Elise, championnes en titre du suivi de ponte. Ce fut un réel plaisir de travailler avec vous, toujours dans la joie et la bonne humeur (mais si Elise !).

Pour finir je tiens à remercier la dernière équipe à avoir travaillé sur le projet : Pauline, Céline, Ivan et Benjamin. Malgré les conditions vous avez tous bien assuré. Pauline, je te remercie particulièrement pour ta motivation communicative parfois bien utile (surtout la nuit en ce qui me concerne !!!), pour toutes nos discussions, pour tes pitreries et pour tous les bons souvenirs que je garderais de ces cinq mois de terrain partagés avec toi.

A tous merci de ne pas avoir compté votre temps, pour les heures passées à chercher LA cistude radiopistée manquante, les nuits à traquer les pondeuses et à attendre qu'elles veuillent bien terminer leur travail, les jours à patauger dans l'eau et dans la boue, par tous les temps. Merci pour votre motivation.

Je tiens également à remercier tous ceux qui ont participé au travail de terrain et plus particulièrement Baptiste, soutien important au cours de cette dernière année de suivi, Laure, toujours là et toujours motivée, Yann, terrassier à ses heures perdues, Aurélien, Marie, Amandine, Franck et Fred et tous les bénévoles de l'association.

Je remercie particulièrement Guillaume pour son aide précieuse lors des dernières manips, pour la patience et la pédagogie avec laquelle il m'a fait partager ses connaissances naturalistes et pour tous les bons moments passés en sa compagnie.

Je tiens ensuite à remercier Charles Reynaud et Pierre Teste pour l'accès aux sites d'étude, Didier Jungers pour les photos, Arnaud Lyet, Katia Lombardini, et Anthony Olivier pour leur accueil et tous les renseignements qu'ils m'ont fournis.

Je remercie Dame Nature pour les Cistudes et toutes les autres bêtes qu'elle a bien voulu me faire rencontrer au cours de tout ce temps passé sur le terrain, pour les souvenirs inoubliables du radiopistage sous la lune, sous la neige, sous l'orage, sur la glace...

Merci à Mélisse et Loustic, mes deux grosses peluches, pour le réconfort et les pauses « câlins » pendant la rédaction de ce mémoire.

Enfin, je te remercie Vincent pour ta patience quand il était difficile d'en avoir encore, pour tes encouragements permanents, ton indéfectible confiance en moi et l'optimisme que tu distribues sans compter. Finalement c'est à toi que je dédie ce mémoire qui n'existerait probablement pas si tu n'avais pas été là. Merci...

# Sommaire

<b>Sommaire .....</b>	<b>3</b>
<b>Table des figures.....</b>	<b>5</b>
<b>Table des tableaux.....</b>	<b>8</b>
<b>Introduction générale.....</b>	<b>10</b>
<b>Chapitre I : Présentation de l'espèce et du site d'étude.....</b>	<b>14</b>
1.    PRESENTATION DE L'ESPECE ETUDIEE : .....	15
2.    PRESENTATION DE L'ISLE CREMIEU : .....	17
2.1.    Situation géographique de l'Isle Crémieu : .....	17
2.2.    Géologie et géomorphologie de l'Isle Crémieu : .....	17
2.3.    Climat de l'Isle Crémieu : .....	22
2.4.    Paysages de l'Isle Crémieu : .....	24
3.    LA CISTUDE EN ISLE CREMIEU : .....	25
<b>Chapitre II : Matériels et méthodes.....</b>	<b>27</b>
4.    PRESENTATION DES DEUX SITES D'ETUDE : .....	28
4.1.    L'étang de Lemps : .....	28
4.2.    Les étangs de La Serre : .....	29
5.    METHODES DE SUIVI : .....	30
5.1.    Le radiopistage : .....	30
5.2.    La capture : .....	36
5.3.    Relevés de températures : .....	37
5.4.    Description des milieux : .....	38
6.    STRUCTURES DES POPULATIONS ETUDIEES .....	39
6.1.    Etangs de La Serre : .....	39
6.2.    Etang de Lemps: .....	40
<b>Chapitre III : Biologie de la reproduction .....</b>	<b>41</b>
7.    INTRODUCTION : .....	42
8.    NOMBRE DE FEMELLES GRAVIDES : .....	43
9.    TAILLE DES PONTES : .....	43
10.    PERIODE DE PONTE : .....	44
11.    TRAJETS EFFECTUES POUR SE RENDRE SUR LE SITE DE PONTE : .....	46
12.    LOCALISATION DES SITES DE PONTE : .....	47
13.    FIDELITE AU SITE DE PONTE : .....	48
14.    SELECTION DES SITES DE PONTE : .....	49
15.    DISCUSSION : .....	53
16.    IMPLICATIONS EN TERME DE GESTION : .....	55
<b>Chapitre IV : Analyse de l'évolution de la disponibilité en sites de ponte au cours des 40 dernières années à l'étang de Lemps .....</b>	<b>58</b>
<b>Chapitre V : Hivernation.....</b>	<b>67</b>
17.    INTRODUCTION : .....	68
18.    DEFINITION DE L'HIVERNATION : .....	70
19.    DATES ET DUREES DES DIFFERENTES PHASES DE LA PERIODE D'INACTIVITE : .....	73
19.1.    Comparaison mâles/femelles : .....	73
19.2.    Comparaison entre milieux d'hivernation : .....	75
19.3.    Comparaison inter étang : .....	77
19.4.    Comparaison inter-annuelle : .....	78

19.5.	Synthèse globale :	80
20.	INFLUENCE DES FACTEURS PHYSIQUES :	81
20.1.	Les facteurs climatiques :	81
20.2.	La température de l'eau :	83
21.	UTILISATION DE L'ESPACE AU COURS DU CYCLE ANNUEL :	85
21.1.	Etangs de La Serre :	85
21.1.1.	Surfaces des domaines vitaux :	85
21.1.2.	Localisations des domaines vitaux estivaux et hivernaux :	86
21.1.3.	Distances parcourues entre domaine vital estival et domaine vital hivernal :	91
21.1.4.	Regroupement des individus :	92
21.1.5.	Fidélité inter-annuelle au domaine vital :	97
21.2.	Etang de Lemps :	101
21.2.1.	Surfaces des domaines vitaux :	101
21.2.2.	Localisations des domaines vitaux estivaux et hivernaux :	102
21.2.3.	Distances parcourues entre le domaine vital estival et le domaine vital hivernal :	108
21.2.4.	Regroupement des individus :	109
21.2.5.	Fidélité inter-annuelle aux domaines vitaux estivaux et hivernaux :	112
21.3.	Synthèse :	115
22.	SELECTION DE L'HABITAT D'HIVERNATION :	116
22.1.	Etang de Lemps :	117
22.2.	Etangs de La Serre :	120
22.3.	Comparaison entre les deux étangs :	122
23.	CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DES SITES D'HIVERNATION :	125
24.	DISCUSSION :	128
25.	CONCLUSION :	134
26.	IMPLICATIONS POUR LA CONSERVATION DE L'ESPECE :	135
26.1.	La mise en assec :	135
26.1.1.	L'assec estival :	136
26.1.2.	L'assec hivernal :	137
26.1.3.	Propositions de gestion :	137
27.2.	Le curage :	138
27.3.	Le faucardage :	138
	<b>Conclusion générale</b> .....	<b>140</b>
	<b>Références bibliographiques</b> .....	<b>143</b>
	<b>Annexes</b> .....	<b>152</b>

# Table des figures

Figure 1. Cistude mâle (cliché Didier Jungers).....	15
Figure 2. Situation géographique de l'Isle Crémieu. ....	17
Figure 3. Relief de l'Isle Crémieu et des collines molassiques de sa bordure méridionale. Carte hypsométrique établie à partir des feuilles à 1/50000 de l'I.G.N. Montluel (XXXI-31), Belley (XXXII-32), Bourgoin (XXXI-32) et la Tour du Pin (XXXII-32). Equidistance des courbes : 50 m. Bulletin de la Société Linéenne de Lyon, 49 <sup>e</sup> année, n°8, octobre 1980.....	18
Figure 4. Carte géologique de l'Isle Crémieu. ....	20
Figure 5. Série stratigraphique des couches géologiques du plateau de l'Isle Crémieu. ....	21
Figure 6. Diagramme ombrothermique de 1972 à 2002 (station de Boulieu).....	23
Figure 7. Répartition de la Cistude en Isle Crémieu. ....	26
Figure 8. Cartographie simplifiée des habitats de l'étang de Lemps. ....	28
Figure 9. Cartographie simplifiée des habitats aux étangs de La Serre. ....	29
Figure 10. Matériel de radiopistage et Cistude équipée d'un émetteur (cliché Mélanie Nemoz). .....	30
Figure 11. Principe de la triangulation à partir de deux positions fixes pour la localisation d'un individu par radiopistage (Nemoz, 2001).....	35
Figure 12. Schéma d'un verveux.....	36
Figure 13. Pièges utilisés pour la capture des Cistudes (cliché Mélanie Nemoz).....	37
Figure 14. Structure de la population capturée à l'étang de Lemps. ....	40
Figure 15. Relation entre la longueur de la carapace et la taille de la ponte.....	44
Figure 16. Pourcentage et dates des pontes observées aux étangs de La Serre(n=15) et de Lemps (n=5) en 2001. ....	44
Figure 17. Pourcentage et dates des pontes observées aux étangs de La Serre(n=18) et de Lemps (n=9) en 2002. ....	45
Figure 18. Identification des sites de pontes et des sites relais aux étangs de la Serre et à l'étang de Lemps en 2001 et 2002 (Priol, 2002). ....	47
Figure 19. Trajet de la femelle 106 avant la ponte en 2001. ....	48
Figure 20. Sélection de l'habitat de ponte chez les femelles radiopistées aux étangs de La Serre en 2002.....	50
Figure 21. Sélection de l'habitat de ponte chez les femelles radiopistées aux étangs de La Serre en 2002.....	51
Figure 22. Pourcentage de pontes réussies en fonction de la végétation présente sur le site (n=22).....	52
Figure 23. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1965.....	59
Figure 24. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1970.....	60
Figure 25. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1981.....	61
Figure 26. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1986.....	62
Figure 27. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1998.....	63
Figure 28. Evolution de l'occupation des sols à l'étang de Lemps de 1965 à 1998. ....	64

Figure 29. Disponibilité en site de ponte aux abords de l'étang de Lemps entre 1965 et 1998.	65
Figure 30. Profil d'un graphique représentant les distances entre deux localisations et distances à la zone d'hivernation d'un individu radiopisté (le pas de temps est quotidien de mai à septembre et hebdomadaire d'octobre à avril).	70
Figure 31. Distances moyennes entre chaque localisation et distances à la zone d'hivernation pour l'ensemble des individus pistés aux étangs de La Serre au cours des années 2001/2002 et 2002/2003 (pas de temps quotidien d'avril à septembre et hebdomadaire d'octobre à mars).	71
Figure 32. Distances moyennes entre chaque localisation et distances à la zone d'hivernation pour l'ensemble des individus pistés à l'étang de Lemps au cours des années 2001/2002 et 2002/2003 (pas de temps quotidien d'avril à septembre et hebdomadaire d'octobre à mars).	72
Figure 33. Températures moyennes mensuelles de l'air de 1972 à 2002 et durant les quatre années de suivi (Station de Boulieu).	81
Figure 34. Comparaison des distances parcourues et des distances à la zone d'hivernation des individus radiopistés aux étangs de La Serre (moyennes mensuelles des valeurs hebdomadaires) avec la moyenne mensuelle de la température de l'air entre mai 2000 et mars 2003.	82
Figure 35. Températures de l'eau enregistrées à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre du 19/11/2002 au 14/04/03.	83
Figure 36. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 17, 26, 27 et 65 au cours de l'année 2001/2002.	87
Figure 37. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 182, 204, 210 et 9 au cours de l'année 2001/2002.	88
Figure 38. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 4, 12, 18 et 59 au cours de l'année 2001/2002.	89
Figure 39. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 5, 20, 30 et 2 au cours de l'année 2001/2002.	90
Figure 40. Mise en évidence du phénomène de regroupement aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2001/2002.	93
Figure 41. Distances moyennes entre individus radiopistés aux étangs de La Serre.	94
Figure 42. Distribution des captures durant la période d'activité (carte de gauche) et durant les périodes pré et posthivernatoires (carte de droite) pour les trois années d'étude.	95
Figure 43. Positions des individus radiopistés au cours des trois hivers de suivi aux étangs de La Serre (les chiffres correspondent au numéro de l'animal).	100
Figure 44. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 108, 96, 98 et 118 au cours de l'hiver 2001/2002.	103
Figure 45. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 106, 104, 103 et 105 au cours de l'hiver 2001/2002.	104
Figure 46. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 190, 99, 110 et 113 au cours de l'hiver 2001/2002.	105
Figure 47. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 114, 120, 109 et 3 au cours de l'hiver 2001/2002.	106
Figure 48. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 41, 116, 243 et 247 au cours de l'hiver 2001/2002.	107
Figure 49. Localisations des sites d'hivernation à l'étang de Lemps au cours des deux années de suivi.	109
Figure 50. Distance entre les 20 individus radiopistés à l'étang de Lemps du 21/05/01 au 24/03/03.	110

Figure 51. Distribution des captures durant la période d'activité (carte de gauche) et durant les périodes pré et posthivernatoires (cartes de droites) pour les deux années d'étude.....	111
Figure 52. Position des individus radiopistés au cours des deux hivers de suivi à l'étang de Lemps (les chiffres correspondent au numéro de l'animal).....	114
Figure 53. Cartographie des habitats présents à l'étang de Lemps.....	117
Figure 54. Résultat de l'évaluation de la préférence d'habitat à l'étang de Lemps.....	119
Figure 55. Cartographie des habitats présents aux étangs de La Serre.....	120
Figure 56. Résultat de l'évaluation de la préférence d'habitat aux étangs de La Serre.....	122
Figure 57. Phragmitaie (cliché Raphaël Quesada).....	123
Figure 58. Saussaie marécageuse (cliché Raphaël Quesada).....	123
Figure 59. Magnocariçaie (cliché StéphanieThienpont).....	123
Figure 60. Comparaison des habitats d'hivernation disponibles à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre.....	124
Figure 61. Comparaison de la température de l'eau dans la phragmitaie et dans la saussaie marécageuse aux étangs de La Serre du 29/11/02 au 15/04/03.....	125
Figure 62. Comparaison de la température de l'eau dans la phragmitaie et dans la magnocariçaie à l'étang de Lemps du 19/12/02 au 15/04/03.....	126
Figure 63. Comparaison de la température de l'eau dans les différents milieux d'hivernation à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre du 19/12/02 au 15/04/03.....	127



# Table des tableaux

Tableau 1. Durées mensuelles de l'insolation à Lyon-Bron (en heures et dixième )sur la période 1925-1992.....	23
Tableau 2. Tableau récapitulatif des durées de suivi des individus radiopistés dans le cadre de l'évaluation globale de l'utilisation de l'espace aux étangs de La Serre. ....	31
Tableau 3. Tableau récapitulatif des durées de suivi des femelles radiopistées dans le cadre de la recherche des sites de ponte aux étangs de La Serre.....	32
Tableau 4. Tableau récapitulatif des durées de suivi des individus radiopistés dans le cadre du suivi hivernal aux étangs de La Serre.....	33
Tableau 5. Tableau récapitulatif des durées de suivis des individus radiopistés à l'étang de Lemps.....	34
Tableau 6. Taux de femelles gravides en 2001 et 2002 sur les étangs de La Serre et de Lemps. ....	43
Tableau 7. Succès de la reproduction aux étangs de La Serre et de Lemps en 2001 et 2002. .	43
Tableau 8. Distances linéaires parcourues en milieu aquatique et terrestre par les femelles des étangs de La Serre et de Lemps pour atteindre le site de ponte. ....	46
Tableau 9. Taux de fidélité des femelles à leur site de ponte entre 2001 et 2002 sur les étangs de La Serre et de Lemps.....	48
Tableau 10. Sélection de l'habitat de ponte aux étangs de La Serre au cours de l'été 2002....	49
Tableau 11. Sélection de l'habitat de ponte à l'étang de Lemps en 2002.....	50
Tableau 12. Tailles des pontes dans différentes populations. ....	53
Tableau 13. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).....	73
Tableau 14. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).....	73
Tableau 15. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2002/2003.....	74
Tableau 16. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2002/2003.....	74
Tableau 17. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la cariçaie et ceux hivernant dans la roselière à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).....	75
Tableau 18. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la saussaie et ceux hivernant dans d'autres types de milieu aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).....	75
Tableau 19. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la cariçaie et ceux hivernant dans la roselière à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2002/2003 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).....	76
Tableau 20. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la saussaie et ceux hivernant dans d'autres types de milieu aux Etangs de La Serre au cours de l'hiver 2002/2003.....	76
Tableau 21. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'activité chez les individus pistés aux Etangs de La Serre et à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative). ....	77

Tableau 22. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'activité chez les individus pistés aux Etangs de La Serre et à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2002/2003 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative). .....	77
Tableau 23. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus pistés durant trois années consécutives aux étangs de La Serre (les cellules en jaunes indiquent une différence significative). .....	78
Tableau 24. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus pistés durant deux années consécutives à l'étang de Lemps (les cellules en jaunes indiquent une différence significative). .....	79
Tableau 25. Nombre de différences significatives dans les différents tableaux de dates et durées d'inactivité. ....	80
Tableau 26. Températures de l'eau associées à trois des quatre phases de la période d'inactivité aux étangs de La Serre (moyenne et minima-maxima). .....	83
Tableau 27. Dates et températures de l'air et de l'eau enregistrées lors de l'observation d'individus en insolation au printemps 2003 à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre. .	84
Tableau 28. Surfaces en hectares des domaines vitaux estivaux et hivernaux des individus radiopistés au cours des trois années d'étude aux étangs de La Serre. ....	85
Tableau 29. Distances en mètres entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal pour les individus radiopistés aux étangs de La Serre. ....	91
Tableau 30. Comparaison des pourcentages de capture obtenus dans chaque zone avec le pourcentage d'individus pistés. ....	96
Tableau 31. Distances entre les centres des domaines vitaux au cours des trois années de suivi. ....	97
Tableau 32. Distances entre les sites d'hivernation occupés par les individus suivis au cours de trois années consécutives aux étangs de La Serre (les valeurs en rouge indiquent les individus qui ont changé de site d'hivernation entre les deux années de suivi). .....	98
Tableau 33. Distances en mètres entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal pour les individus radiopistés à l'étang de Lemps. ....	108
Tableau 34. Comparaison entre les pourcentages de capture obtenus dans chaque zone et le pourcentage d'individus pistés à l'étang de Lemps. ....	111
Tableau 35. Distances entre le centre des domaines vitaux occupés par les individus suivis au cours de deux étés consécutifs à l'étang de Lemps (les valeurs en rouge indiquent les individus qui ont changé de site d'hivernation entre les deux années de suivi). .....	112
Tableau 36. Distances entre les centres des domaines vitaux occupés par les individus suivis au cours de deux hivers consécutifs à l'étang de Lemps (les valeurs en rouge indiquent les individus qui ont changé de site d'hivernation entre les deux années de suivi). .....	113
Tableau 37. Synthèse des données relatives à l'étude des domaines vitaux estivaux et hivernaux sur les deux sites d'études. ....	115
Tableau 38. Evaluation de la préférence d'habitat à l'étang de Lemps par l'indice de Jacob. ....	118
Tableau 39. Evaluation de la préférence d'habitat aux étangs de La Serre par l'indice de Jacob. ....	121
Tableau 40. Tableau des différentes opérations réalisées en marge de la mise en assec estival d'un étang (Bachasson, B., 1991). ....	136
Tableau 41. Tableau des différentes opérations réalisées en marge de la mise en assec hivernal d'un étang (Bachasson, B., 1991). ....	137

# **Introduction générale**

L'érosion de la biodiversité, évoquée lors du sommet de Rio (1992), est un phénomène attesté par de nombreux auteurs (Chauvet et Olivier, 1993 ; Wilson, 1993). Elle est le résultat de l'impact anthropique sans cesse croissant sur la biosphère. Cette perte irréversible du patrimoine communautaire a conduit les biologistes à intégrer le facteur anthropique dans leurs études, ce qui a donné naissance à la biologie de la conservation. Cette discipline correspond à une approche scientifique multidisciplinaire de l'impact des activités humaines sur les écosystèmes. Elle est destinée à contrer cet appauvrissement actuel de la biodiversité (Soulé, 1986). Actuellement en plein essor, cette discipline a émergé vers la fin des années 1960, pour acquérir progressivement tout le corpus théorique et prédictif d'une discipline scientifique propre, la distinguant de la traditionnelle protection de la nature. La biologie de la conservation s'intéresse principalement aux processus de maintien de la biodiversité, analysés à différents niveaux spatio-temporels et écosystémiques. Elle se fixe pour objectifs d'apporter des éléments tangibles pour la gestion conservatoire et durable des espèces, des communautés, des écosystèmes et des paysages. Elle implique donc une excellente connaissance de la biologie et de l'écologie des espèces.

C'est dans ce contexte d'acquisition de connaissances en vue de la conservation d'une espèce que s'inscrit cette étude. La Cistude d'Europe détient en effet le triste record de la plus forte régression en Europe de 1970 à 1990 chez les reptiles (Servan, 1999) ce qui explique son inscription à l'annexe II de la Convention de "la vie sauvage et du milieu naturel" de l'Europe (Berne 1979), à l'annexe II (espèce d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) et IV (espèce d'intérêt communautaire qui nécessitent une protection stricte) de la directive européenne « Habitat Faune et Flore » du 21/05/1992. De ce fait, elle est l'objet de nombreuses études au niveau européen depuis une dizaine d'années.

Sur le plan taxonomique, on identifie aujourd'hui quatorze sous-espèces d'*Emys orbicularis* (Fritz ; 2003), pour une aire de répartition qui s'étend du nord de l'Afrique à l'Europe de l'est et à l'Asie centrale, jusqu'à la mer d'Aral (Fritz, 1996).

Dans le cadre de la conservation de l'espèce, la biologie de la reproduction et l'utilisation de l'espace ont été particulièrement étudiées. On sait désormais que les déplacements terrestres sont assez limités en dehors des déplacements de ponte (Servan, 1988 ; Lebboroni et Chelazzi, 1991 ; Olivier, 2002 ; Cadi, 2003), hormis dans les populations soumises à l'assèchement de leur milieu de vie en été (Naulleau, 1991 ; Keller, 1997). La fidélité inter annuelle au domaine vital est forte mais semble plus marquée chez les femelles (Duguy et Baron, 1998 ; Olivier, 2002). La dispersion des mâles, qui concernerait de 0,2 % (Keller, 1997) à 0,96% (Olivier, 2002) des mâles au sein d'une population, permettrait d'assurer le brassage génétique. Cette dispersion se fait préférentiellement à la faveur de corridors écologiques : canaux, zones humides (Duguy et Baron, 1998 ; Olivier, 2002).

Durant la période d'activité, la Cistude fréquente de préférence les zones en eau peu profonde (Duguy et Baron, 1998 ; Lyet et Cheylan, 2001 ; Olivier, 2002), où la végétation aquatique est importante (Lyet et Cheylan, 2001 ; Cadi, 2003), les berges protégées et le nombre de solariums important (Lyet et Cheylan, 2001).

Au moment de la ponte, les femelles peuvent parcourir des distances variant de quelques mètres à plusieurs kilomètres pour accéder à un site favorable au dépôt des œufs (Rovero et Chelazzi, 1996 ; Schneeweiss *et al.*, 1998 ; Duguy, 1999 ; Jablonski et Jablonska, 1998 ; Andréas, 2000 ; Meeske, 2000 ; Kotenko, 2000 ; Olivier, 2002 ; Abellard, 2002). Les femelles pondent sur des sols bien drainés, qui peuvent être de nature sablonneuse (Jablonski et Jablonska, 1999; Schneeweiss *et al.*, 1999) argilo-limoneuse (Lebboroni et Chelazzi, 1999) voire caillouteuse (Cheylan com. pers.). En général, le couvert végétal est rare sur les sites de ponte, le plus souvent constitué de pelouses sèches et rases ou avec quelques buissons épars

(Jablonski et Jablonska, 1999; Schneeweiss *et al.*, 1999 ; Lebboroni et Chelazzi, 1999 ; Lyet et Cheylan, 2001). La prédation sur les œufs peut être très importante : de 75 à 85% en Pologne et en Italie (Jablonski et Jablonska, 1999 ; Lebborini et Chelazzi, 1999). Après analyse de la bibliographie, nous ne disposons pas d'une évaluation du taux de fidélité inter annuel des femelles à leur site de ponte. De plus, dans l'analyse du choix des sites de ponte, les caractéristiques prises en compte sont systématiquement le trajet, la type d'habitat, la nature et granulométrie du sol, mais les facteurs historiques, et notamment les facteurs d'évolution du paysage, ne sont jamais étudiés.

Chez la Cistude, l'hivernation se déroule dans l'eau. Durant la période d'inactivité, les animaux utilisent des zones où l'eau est peu profonde et qui sont fortement encombrées par la végétation (Schneeweiss *et al.*, 1999 ; Parde *et al.*, 1999). L'entrée en hivernation a été observée du mois de septembre au mois de novembre selon les conditions météorologiques (Rollinat, 1980 ; Dall'Antonia *et al.*, 2001). De courts déplacements dans l'eau (Dall'Antonia *et al.*, 2001 ; Naulleau, 1991) et sur le sol (Prade *et al.*, 1999 ; Naulleau, 1991) sont possibles au cours de la phase d'inactivité. L'hivernation se déroule parfois loin du milieu de vie estival : les domaines vitaux estivaux et hivernaux ne se recouvrent pas (Parde *et al.*, 1999). En captivité, Rollinat (1934) observait une certaine fidélité des individus à leur lieu d'hivernation, mais nous ne disposons pas de données concernant une population en milieu naturel. De même, observe t'on chez la Cistude des phénomènes de regroupement au cours de l'hiver comme il en existe chez certaines populations de tortues d'eau douce ? Quels sont les paramètres qui conditionnent l'entrée en hivernation et la durée de la phase d'inactivité ? Existe t'il une sélection fine de l'habitat d'hivernation ? Nous ne disposons, dans la bibliographie, d'aucune information sur ces différents paramètres.

Actuellement, la cause majeure de régression de la Cistude est la destruction de ses habitats. En effet, c'est une espèce « multi-habitat » : son milieu de vie est aquatique mais elle utilise le milieu terrestre lors de la ponte. Sa conservation passe donc par la protection des deux types de milieux. Les zones humides ne représentent aujourd'hui en France que 3% du territoire. Les aménagements hydrauliques et l'abandon des pratiques traditionnelles (pisciculture, moulin,...) ont conduit à la disparition de nombreuses d'entre elles au cours des dernières décennies. Mises en valeur par la convention de Ramsar (1971) comme « réservoirs de biodiversité », elles font désormais l'objet de nombreuses mesures de réhabilitation et de protection. Les pelouses et landes sèches, mises à profit par les Cistudes pour la ponte, sont quant à elles victimes de deux phénomènes majeurs : l'abandon de l'élevage traditionnel et le développement de l'agriculture intensive, qui conduisent dans le premier cas à la fermeture du milieu et dans le second à la destruction de ces milieux, pourtant riches en biodiversité.

En région Rhône-Alpes, c'est dans le nord de l'Isère que subsistent les derniers foyers de Cistudes. Ce constat, établi en 1998, a permis de développer une politique de conservation en faveur de cette espèce. Plusieurs études scientifiques ont alors été menées dans le but de comprendre le fonctionnement global des populations et apporter des réponses concrètes en faveur de leur maintien (André, 2000 ; Basso, 2000 ; Lardellier, 2000 ; Dinale, 2001 ; Nemoz, 2001 ; Porcher, 2001 ; Abellard, 2002 ; Dumas, 2002 ; Priol, 2002 ; Cadi ; 2003). Les aspects abordés au cours de cette étude font partie intégrante d'un travail de fond réalisé depuis 1997 en Isère, auquel ont participé un grand nombre de naturalistes et d'étudiants. Suite à ces travaux deux aspects fondamentaux restaient à développer :

- La biologie de la reproduction et plus particulièrement le choix des sites de ponte, en intégrant le facteur d'évolution du paysage,
- L'hivernation, phase peu connue du cycle annuel de la Cistude.

Ce sont ces deux aspects de la biologie de l'espèce que nous nous proposons de développer dans ce mémoire. Comprendre le choix d'un site de ponte, analyser les résultats et les conséquences qui découlent de ce choix, permettent en effet d'apporter des réponses quant à la structure démographique (déséquilibre du sex-ratio, renouvellement de la population,...) et spatiale d'une population, donc en inférer quelles sont ses chances de maintien à long terme.

Dans cette première partie du travail, les aspects biologiques ont bien entendu été traités (nombre de femelles gravides, taille des pontes), sans oublier les aspects comportementaux (trajet de ponte, sélection du site, fidélité), permettant de comprendre le fonctionnement global d'une population.. De façon complémentaire, nous nous sommes également intéressés à l'évolution des paysages, de façon à mettre nos résultats dans une perspective historique.

Le travail réalisé sur l'hivernation, traité dans la seconde partie de ce mémoire, répondait au départ à une curiosité envers cette phase de vie peu connue de la Cistude. En consultant la bibliographie, nous nous étions en effet rendu compte à quel point cette phase de vie restait peu connue malgré son importance en terme de conservation.. Les résultats obtenus sur ce point se sont révélés très enrichissants. Ils ont montré l'importance capitale de cette phase de vie dans la gestion du milieu. Les facteurs biologiques (rôle de la température, durée, influence du sexe,...) et les facteurs comportementaux (trajets, sélection des sites, fidélité,...) ont été pris en compte au cours de cette étude sur l'hivernation.

Des mesures de gestion favorables à l'espèce ont pu être proposées à l'issue de ce travail.

# **Chapitre I : Présentation de l'espèce et du site d'étude**

## 1. Présentation de l'espèce étudiée :

La Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) est une espèce dulçaquicole dont l'aire de répartition s'étend du nord de l'Afrique à l'Europe de l'est et à l'Asie centrale, jusqu'à la mer d'Aral (Fritz, 1996). Quatorze sous-espèces sont reconnues par Fritz (2003), tandis que Lenk *et al.* (1999) reconnaissent 7 sous-espèces.

Inscrite à l'annexe II de la Convention de "la vie sauvage et du milieu naturel" de l'Europe (Berne 1979), à l'annexe II (espèce d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) et IV (espèce d'intérêt communautaire qui nécessitent une protection stricte) de la directive européenne « Habitat Faune et Flore » du 21/05/1992, la Cistude est aujourd'hui une espèce patrimoniale reconnue. En France, elle est totalement protégée depuis 1979 (arrêté du 24/04/1979). L'espèce est considérée comme vulnérable, c'est à dire "en forte régression du fait de facteurs extérieurs défavorables". Elle est présente dans le Centre et dans l'Ouest de la France, en Provence et en Languedoc, en Corse et en région Rhône-Alpes (SHF, 1989). Au niveau régional, cette espèce est citée dans l'annexe III de la délibération du Conseil Régional Rhône-Alpes, « politique régionale en faveur du patrimoine naturel », comme espèce sensible prioritaire (Conseil régional Rhône-Alpes, 1995).

Cette tortue, de petite taille (une vingtaine de cm au plus), présente une carapace de couleur sombre, ponctuée de jaune, tout comme les pattes, la tête et la queue (fig. 1). Le plastron présente une grande variété de colorations. Les pattes sont palmées, ce qui en fait une excellente nageuse, et pourvues de fortes griffes.

Chez cette espèce, le dimorphisme sexuel est assez important même s'il est variable selon les régions. Les populations du Nord-Isère présentent les caractéristiques suivantes : les femelles sont à maturité plus grosses que les mâles, leurs yeux sont jaunes et noirs tandis qu'ils sont rouge orangé chez les mâles, le plastron des mâles est concave tandis que celui des femelles est plat, enfin, chez les femelles la queue est plus longue et plus effilée et le cloaque plus proche de la carapace.



Figure 1. Cistude mâle (cliché Didier Jungers).



La tortue Cistude fréquente plusieurs types de milieux : étangs, rivières, marais d'eau douce, mares permanentes et même temporaires, canaux, tourbières. C'est une espèce particulièrement inféodée au milieu aquatique mais capable de déplacements terrestres lors de la recherche de sites de ponte (Schneeweiss *et al.*, 1999 ; Jablonski et Jablonska, 1999 ; Schneeweiss et Steinhauer, 1999 ; Kotenko, 2000), de la dispersion des mâles (Olivier, 2002 ; Priol, 2002 ; Cadi, 2003), de l'assèchement de son milieu de vie (Naulleau, 1991 ; Rovero et Chelazzi, 1996 ; Olivier, 2002).

La maturité sexuelle semble varier avec la latitude : dans le Sud-Ouest de la France, elle a lieu vers l'âge de 8 à 10 ans pour les mâles et entre 11 et 15 ans chez les femelles (Baron et Duguy, 1999). Pour des populations de Brenne, Rollinat (1934) l'observe vers 15 à 20 ans, tandis qu'en Camargue elle a lieu entre 5 et 9 ans chez les mâles et entre 6 et 12 ans chez les femelles (Olivier, 2002).

Les accouplements ont lieu dans l'eau à partir de mars, avec un pic d'activité en avril-mai, mais peuvent s'observer durant toute la période d'activité (Rovero et Chelazzi, 1996). Les pontes sont déposées dès la mi-mai et se déroulent jusqu'en juillet (Jablonski et Jablonska, 1999 ; Schneeweiss *et al.*, 1999 ; Baron et Duguy, 1999 ; Olivier, 2002). Les femelles pondent sur des sols sablonneux (Jablonski et Jablonska, 1999 ; Schneeweiss *et al.*, 1999), parfois sur un mélange de terre et de sable (Schneeweiss *et al.*, 1999), parfois encore sur des sols argilo-limoneux (Lebborini et Chelazzi, 1999), dont le recouvrement végétal varie beaucoup (Jablonski et Jablonska, 1999 ; Schneeweiss *et al.*, 1999 ; Lebborini et Chelazzi, 1999 ; Lyet et Cheylan, 2001). La ponte a lieu généralement le soir (Jablonski et Jablonska, 1999 ; Kotenko, 2000 ; Abellard, 2002) et souvent même de nuit (Cheylan, comm. pers.). Le comportement de ponte peut occasionner des déplacements de plusieurs centaines de mètres (Rovero et Chelazzi, 1996 ; Nemoz, 2001 ; Abellard, 2002) à plusieurs kilomètres (Jablonski et Jablonska, 1999). La prédation sur les œufs peut être très importante : 75 à 85% (Jablonski et Jablonska, 1999 ; Lebborini et Chelazzi, 1999). Après environ 90 jours d'incubation les jeunes sortent du nid soit à la faveur de pluies automnales soit au printemps suivant (Quesada, 1998 ; Abellard, 2002 ; Cadi, 2003).

## 2. Présentation de l'Isle Crémieu :

### 2.1. Situation géographique de l'Isle Crémieu :

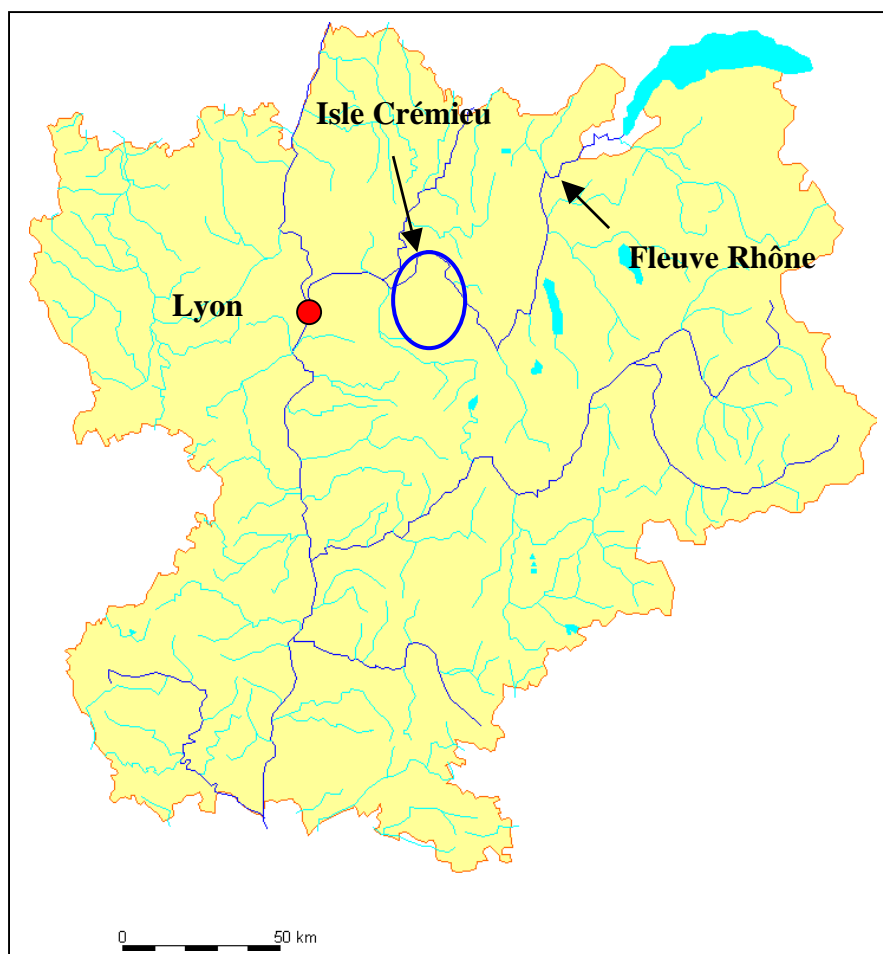


Figure 2. Situation géographique de l'Isle Crémieu.

L'Isle Crémieu est un district biogéographique (Lebreton, 1977) situé dans le département de l'Isère. Il est limité au nord et à l'est par le fleuve Rhône, à l'ouest et au sud par la rivière Bourbre.

### 2.2. Géologie et géomorphologie de l'Isle Crémieu :

L'Isle Crémieu est naturellement partagée en deux secteurs : le plateau et le piémont.

Le **plateau calcaire** de l'Isle Crémieu, d'une superficie de 225 km<sup>2</sup>, est une avancée jurassique au sud du fleuve Rhône. A la période du Miocène s'est formée la molasse présente au sud de l'aire d'étude. Le plissement alpin l'a fait surgir en collines mais a très peu affecté la zone calcaire de l'Isle Crémieu qui est restée tabulaire, contrairement au Jura voisin.

Ce plateau porte les traces du passage, au quaternaire, des glaciers venus du Gothard et du Mont-Blanc qui ont décapé la roche calcaire de l'Isle Crémieu et ont abandonné sables et graviers. Bon nombre de cuvettes formées à cette époque sont devenues des plans d'eau lors

du retrait des glaciers (il y a environ 15 000 ans) pour se transformer en lacs et tourbières. Des vallées où coulent les ruisseaux entaillent le plateau jusqu'au niveau de la plaine, tel le Val d'Amby (d'Optevoz à Hières), les gorges de Tine et de la Fusa à Crémieu et le val de l'étang de Ry. Le plateau est relativement compartimenté par les cours d'eau. Depuis les points culminants de la bordure ouest et nord-est (447 mètres à Annoisins-Moras), il s'abaisse progressivement vers le sud-est. L'altitude moyenne est environ de 350 mètres.

Le **piémont** est une zone plate (altitude moyenne de 200m). Il borde la partie nord-ouest du plateau qui le domine de 200 mètres sur 20 km.

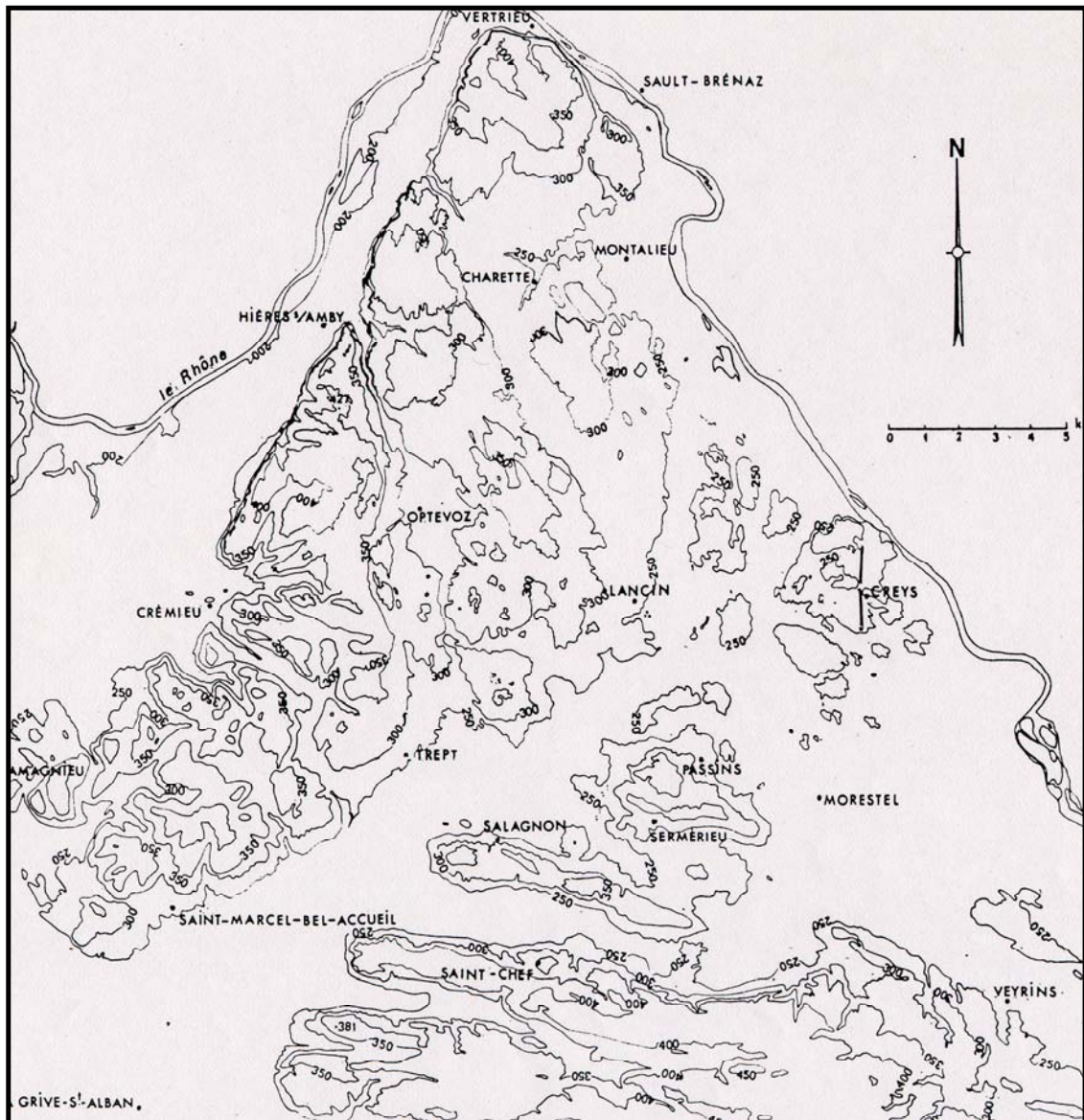
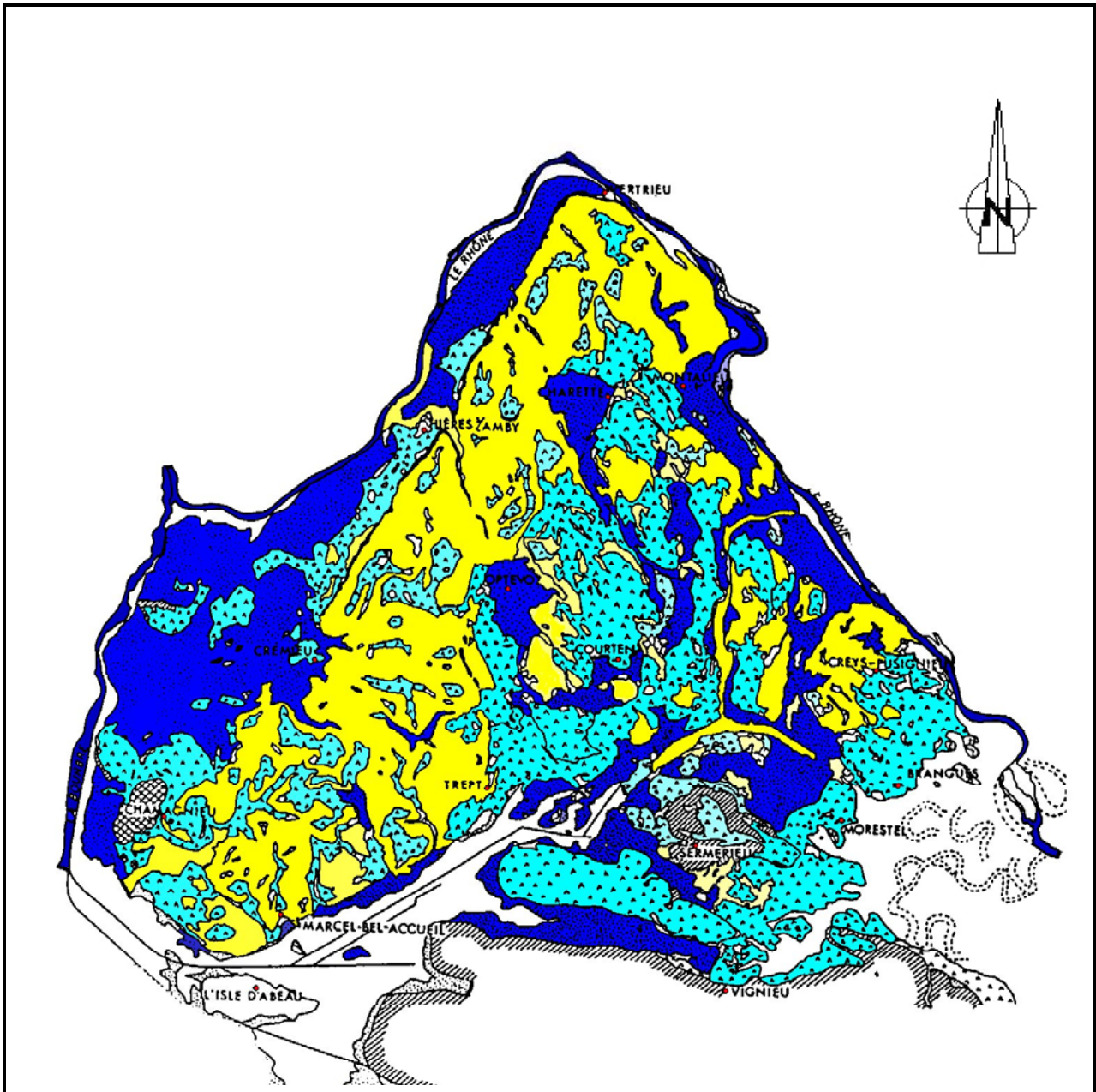


Figure 3. Relief de l'Isle Crémieu et des collines molassiques de sa bordure méridionale. Carte hypsométrique établie à partir des feuilles à 1/50000 de l'I.G.N. Montluel (XXXI-31), Belley (XXXII-32), Bourgoin (XXXI-32) et la Tour du Pin (XXXII-32). Equidistance des courbes : 50 m. Bulletin de la Société Linéenne de Lyon, 49<sup>e</sup> année, n°8, octobre 1980.

On retrouve trois types de sols en Isle Crémieu :

- les sols à valeur agronomique médiocre regroupant les **sols bruns calciques** et les **sols d'érosion** peu épais sur cailloutis ou roches calcaires et les **sols sur formation calcaire**,
- les sols à valeur agronomique moyenne représentés par les **alluvions modernes** charriés par le Rhône, notamment dans les communes de Bouvesse-Quirieu, Montalieu, Charette et Optevoz.



**Légende :**

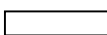





-  Dépôts récents et/ou post-wurmiens de lacs et marais ou fluviaux ; Alluvions fluvio-glaciaires tardiwurmiennes du stade de Morestel
-  Nappe d'écoulements fluvio-glaciaires wurmiens
-  Calcaires jurassiques et/ou moraine et alluvions antérieurs au stade de lancin
-  Socle primaire de Chamagnieu
-  Tertiaire (molasses miocènes et conglomérats oligocènes)
-  Complexes morainiques wurmiens

Figure 4. Carte géologique de l'Isle Crémieu.

On considère généralement que le plateau de Crémieu appartient au Jura tabulaire dont il serait l'extrémité sud. La série stratigraphique des terrains secondaires va de l'Hettangien au Portlandien (Jurassique supérieur) et ce plateau est recouvert en discordance par des formations tertiaires molassiques (Fig. 5). Le substratum secondaire est localement recouvert sur le plateau de terrains quaternaires glaciaires ou fluvio-glaciaires. Ces terrains se trouvent principalement dans les dépressions laissées par les glaciers.

On observe trois directions principales de fracturation : N-25 110-120 et N-50°, reflétant les orientations structurales majeures de la région.

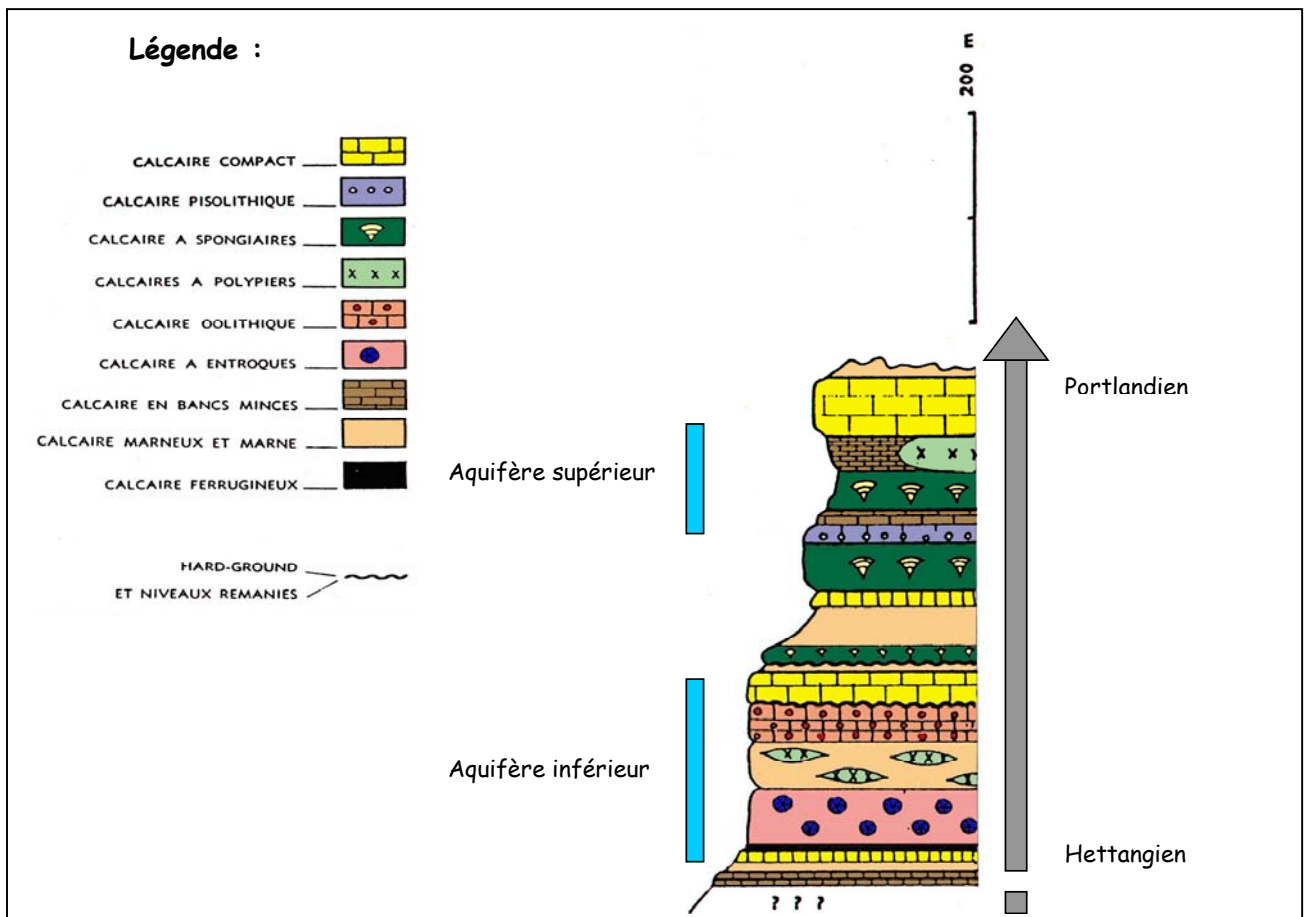


Figure 5. Série stratigraphique des couches géologiques du plateau de l'Isle Crémieu.

### 2.3. Climat de l'Isle Crémieu :

Situé à 40 Km à l'est de Lyon, l'Isle Crémieu bénéficie du climat de la région lyonnaise. Ce climat occupe une place particulière parmi les climats français. C'est un subtil mélange d'influences **océaniques, continentales et méditerranéennes**. Les facteurs du climat sont à la fois géographiques et météorologiques :

- la latitude qui place la région au cœur de la zone tempérée, à mi-distance du pôle et de l'équateur,
- la situation en Europe occidentale, mais à une certaine distance de l'océan,
- la présence de la Méditerranée à quelques 300 km au sud,
- la position au centre du couloir méridien Saône-Rhône entre Massif Central à l'ouest, Jura et Alpes à l'est,
- les différences d'altitude, de topographie et d'exposition qui créent, au sein même de la région, une véritable mosaïque de climats locaux,
- les mécanismes météorologiques : le « temps qu'il fait » dépend de la situation météorologique définie par la position des anticyclones et des dépressions, de la nature de la masse d'air baignant la région et de la trajectoire des flux atmosphériques et des perturbations (Blanchet, 1993).

En Isle Crémieu la **température moyenne** annuelle est de 10,9°C (9,9°C à Lille, 10,1°C à Strasbourg, 10,9°C à Paris et Brest, 12,8°C à Bordeaux, 12,9°C à Toulouse, 14,8°C à Marseille et 15,3°C à Nice (Blanchet, 1993)). L'amplitude assez forte entre les températures extrêmes met en évidence le caractère continental du régime thermique. Les étés sont chauds mais arrosés. Les mois d'hiver sont très variables comme nous avons pu le constater au cours de cette étude. Le mois le plus froid est le mois de janvier avec une moyenne sur 30 ans de 2,2°C et le mois le plus chaud est le mois de juillet avec une température moyenne de 19,9°C (station de Boulieu à Courtenay sur la période 1972-2002) (Fig. 6).

Les **précipitations** sont inégalement réparties sur l'ensemble de l'Isle Crémieu (800 à 1091 mm par an) : elles sont plus abondantes lorsqu'on se rapproche du massif montagneux du Bas Bugey (Blanchet et *al.*, 1999). Les variations inter-annuelles sont très importantes (rapport de 1 à 2,5). Les précipitations sont régulièrement réparties sur l'année, faisant apparaître le caractère océanique du climat, tandis que les fortes précipitations d'été sous forme d'averses violentes sont la conséquence d'influences continentales (Fig. 6).

Précipitations (en mm)

Température (en°C)

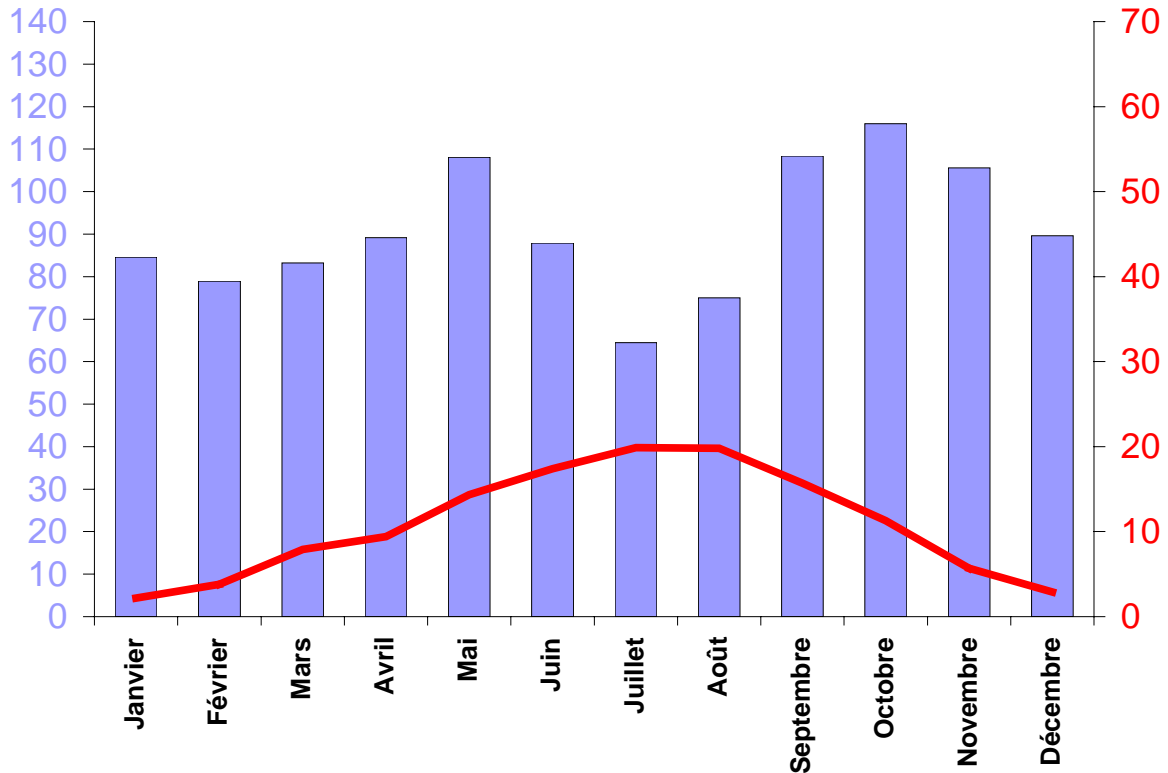


Figure 6. Diagramme ombrothermique de 1972 à 2002 (station de Boulieu).

Le nombre de **jours de gelée** est de 60 environ. L'**enneigement** est très faible (10 à 11 chutes par an en moyenne), le sol restant couvert de neige pendant une période excédant rarement 10 jours.

L'**insolation** moyenne sur 67 ans (station de Lyon-Bron sur la période 1925-1992) est assez élevée puisqu'elle est de 1985,9 heures par an (1600 heures à Lille, 1637 à Strasbourg, 1752 à Brest, 1750 à Paris, 1935 à Biarritz, 2047 à Toulouse, 2694 à Nice, 2836 à Marseille, 2900 à Toulon (Blanchet, 1993)), mais elle est très variable d'une année à l'autre (Blanchet, 1993).

Tableau 1. Durées mensuelles de l'insolation à Lyon-Bron (en heures et dixième) sur la période 1925-1992.

	Jan.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Total annuel
Moy. 1925-1992	63,4	95,8	159,0	191,4	227,4	251,6	286,8	255,9	202,2	131,0	69,4	52,0	1985,9



Du fait de sa situation au centre du couloir rhodanien, entre le Massif Central à l'ouest et le Jura et les Alpes à l'est, la région lyonnaise ne connaît pratiquement que des **vents** du nord et du sud, le vent de nord étant prédominant. La période la plus agitée est le printemps, mais les vitesses maximales se placent majoritairement en novembre.

## 2.4. **Paysages de l'Isle Crémieu :**

### ➤ Les zones humides :

D'origine glaciaire (verrous glaciaires, moraines), ces zones humides sont relativement abondantes en Isle Crémieu. Les plans d'eau, formés par le retrait des glaciers, ont évolué en lacs puis tourbières. Certaines ont été aménagées en étangs, grâce à la construction de digues, l'Homme se donnant ainsi les moyens d'élever du poisson et d'avoir une force motrice pour les moulins. On compte aujourd'hui 330 étangs en Isle Crémieu (Lo Parvi, 2002).

Depuis quelques années les dépôts alluvionnaires font l'objet d'une exploitation importante. De nombreuses gravières ont ainsi mis la nappe phréatique à nu, créant des plans d'eau de dimensions variables de quelques dizaines d'ares à plus de 50 hectares.

Depuis le milieu du XX<sup>ème</sup> siècle la pêche de loisir et la chasse sont les principales activités exercées sur ces milieux.

### ➤ Les landes et pelouses sèches :

Elles couvrent en Isle Crémieu quelques milliers d'hectares mais sont soumises, comme sur l'ensemble du territoire français, à la fermeture naturelle du milieu due à l'abandon de l'élevage traditionnel et du pastoralisme.

### ➤ La forêt :

Elle représente 28% de la surface cadastrale de l'Isle Crémieu. D'une valeur marchande peu élevée de par les essences dont elle est constituée elle reste peu exploitée (bois de chauffage).

### ➤ Les cultures :

Elles couvrent 48% de l'Isle Crémieu. La monoculture céréalière est pratiquée sur toutes les plaines alluviales favorables tandis que la polyculture/élevage subsiste sur le plateau de l'Isle Crémieu.

### ➤ La pression anthropique :

La proximité de la ville de Lyon et le développement important de l'agglomération de Bourgoin-Jallieu et de la Ville Nouvelle de l'Isle d'Abeau entraînent un accroissement global de la pression anthropique : construction de lotissements, infrastructures routières et ferroviaires, etc.

### 3. La Cistude en Isle Crémieu :

Les témoignages de la présence ancienne de la Cistude dans le département de l'Isère remontent au néolithique avec la découverte, dans de nombreux sites préhistoriques, de carapaces de cette tortue (Quesada, 1998). Plus près de nous Guillot (1841), Charvet (1846) et Lortet (1887) la mentionnaient comme abondante dans le Bas-Dauphiné, dans la région de Bourgoin-Jallieu et dans les marais de Morestel et des Avenières.

En 1952, le Commandant Richard écrit à propos de la Cistude «... on trouve encore de très nombreux spécimens dans les étangs et les marais de Mépieu, pourvu qu'ils soient fertiles en touffes de carex sur lesquelles les couples, sortis de leur torpeur hivernale, aiment se prélasser au soleil dès la fin avril, tout en restant aux aguets et prêts à se laisser glisser dans l'ombre à la première alerte. Et il est vrai aussi que les sujets se raréfient à mesure que l'on se dirige vers les marais du Bouchage ou vers le Rhône. »

En 1995 le ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement et les Agences de l'eau ont lancé un programme de recherche sur le fonctionnement des zones humides. Quelques espèces remarquables symbolisent le patrimoine vivant des marais, dont la Cistude d'Europe qui incarne bien la faune des marécages et la bonne qualité de cet environnement. Depuis, plusieurs actions de conservation de cette espèce ont été entreprises en région Rhône-Alpes. A partir de 1996 et surtout en 1997 et 1998, les associations naturalistes « Lo Parvi » (voir annexe I) et « Nature et Vie Sociale » ont lancé une vaste opération de prospection ayant pour objectif d'établir la répartition géographique de la Cistude en Isère. Parallèlement plusieurs projets de réintroduction de la Cistude voient le jour dans la région Rhône-Alpes.

Devant l'intérêt grandissant des acteurs de l'environnement pour cette espèce, sous l'impulsion de la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN), est créé en 1997 un « Réseau Cistude » qui a pour but d'assurer la synergie des différents intervenants. Animés par l'association Lo Parvi, puis par le Conservatoire Rhône-Alpes des Espaces Naturels (CREN), ils regroupent scientifiques, naturalistes, partenaires administratifs et financiers (Annexe II) impliqués dans les différents projets.

En Nord-Isère, sur les 126 sites jugés favorables et prospectés 90 abritent la Cistude (Figure 7). Ces sites représentent les derniers foyers de Cistude en Rhône-Alpes. En 1999, deux sites (étang de Lemps, étangs de La Serre) sont choisis pour faire l'objet d'un suivi de population visant à mieux cerner le fonctionnement des populations et leurs besoins. Les résultats obtenus dans le cadre de ces suivis devant permettre la préconisation de mesures de gestion utilisables dans le cadre de la rédaction du document d'objectif pour la mise en place de Natura 2000. En effet, l'Isle Crémieu est éligible au titre de la directive européenne Natura 2000 et, à ce titre, elle a été proposée par le Préfet de l'Isère au Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire sur la liste des sites transmissibles à l'Europe. Le document d'objectifs doit s'attacher à proposer des mesures de conservation et de réhabilitation (tourbières et marais dégradés notamment) de milieux abritant la Cistude (zones humides et sites de ponte).

Depuis, dans le cadre du suivi de population opéré sur les deux sites d'étude, une thèse a été réalisée à l'université Claude Bernard de Lyon (Cadi, 2003) et plusieurs étudiants ont travaillé sur de nombreuses problématiques : fonctionnement global des populations (Lardelier, 2000 ; Basso, 2000 ; Nemoz, 2001 ; Duclot, 2003), déplacements (Priol, 2002), comportement de ponte (Abellard, 2002), impact de la pêche (Dumas, 2002), utilisation de l'espace (André, 2000), évaluation des méthodes d'études (Dinale, 2001), historique de la répartition ( Porcher, 2001).

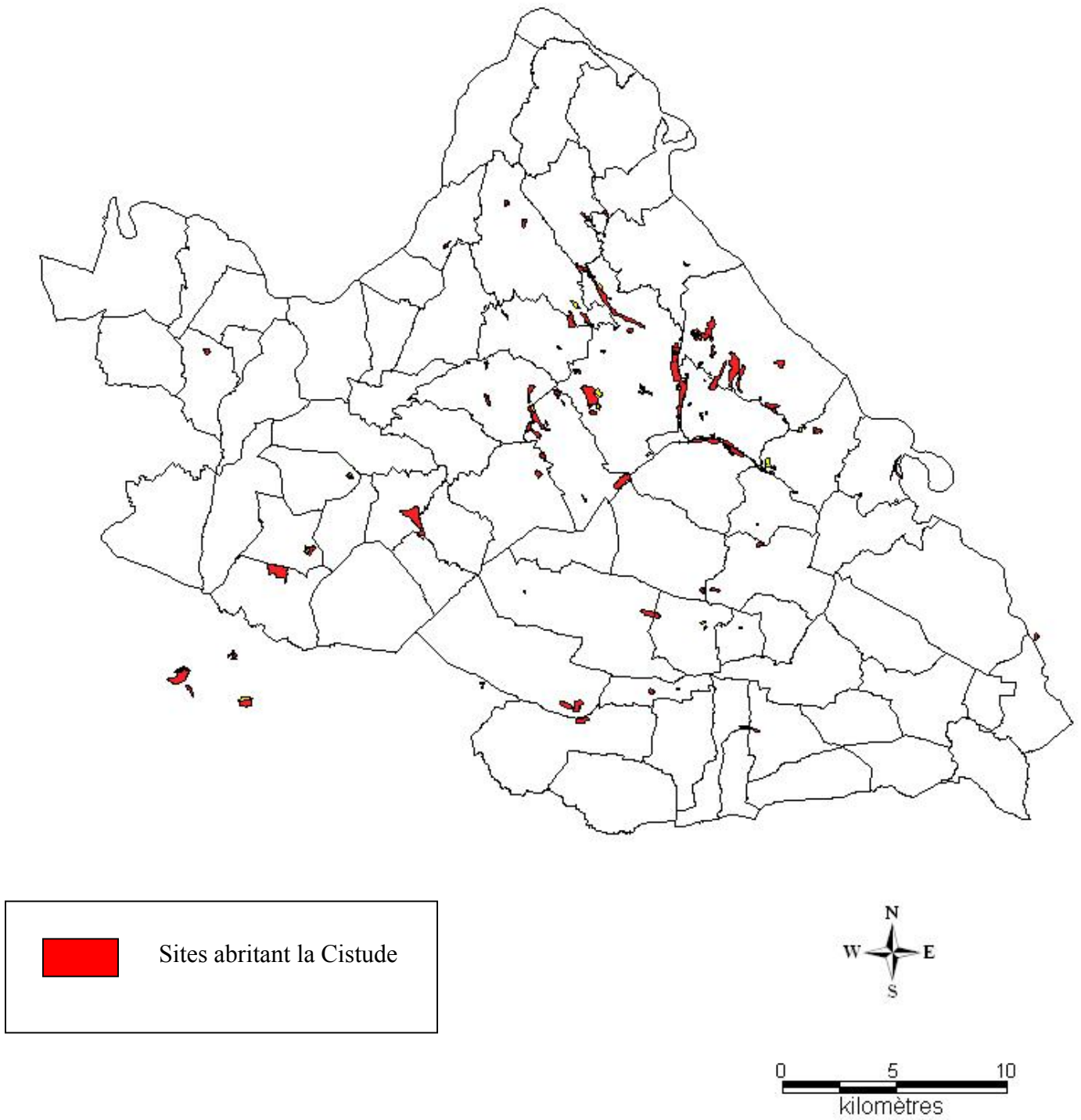


Figure 7. Répartition de la Cistude en Isle Crémieu.

## **Chapitre II : Matériels et méthodes**

## 4. Présentation des deux sites d'étude :

### 4.1. L'étang de Lemps :

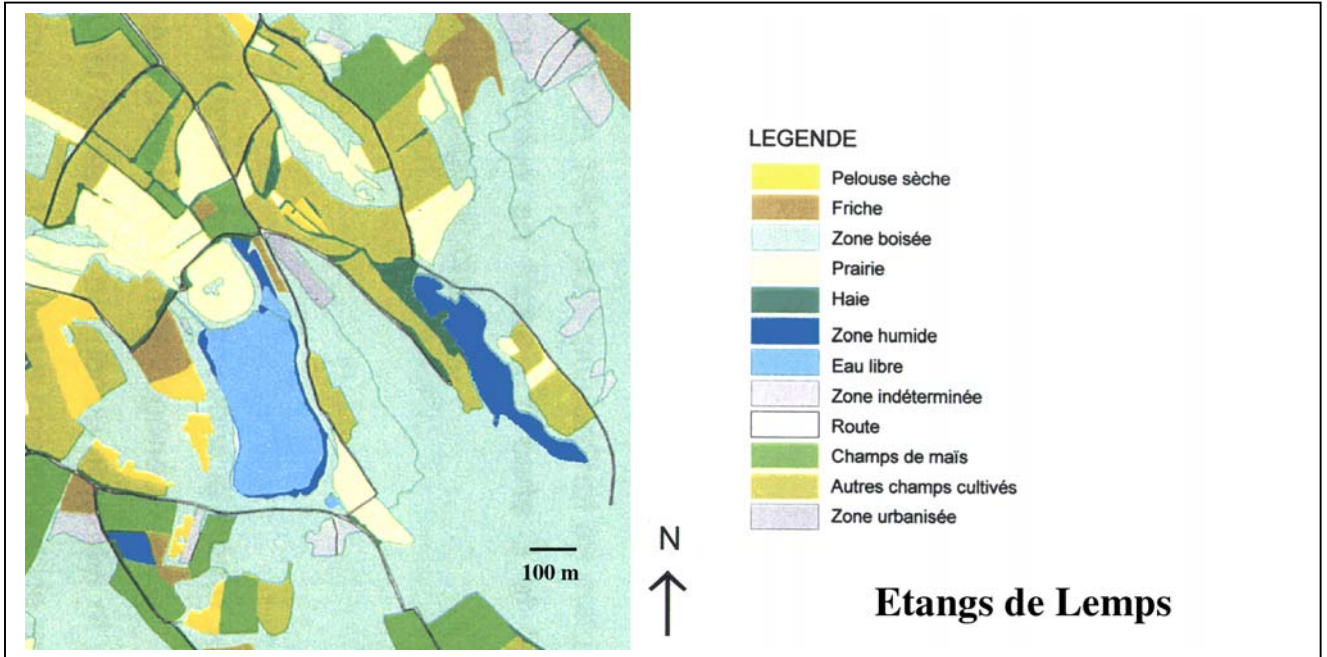


Figure 8. Cartographie simplifiée des habitats de l'étang de Lemps.

L'étang de Lemps est une Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (Z.N.I.E.F.F.) de type 1 (N° 3824-2404) située dans le district de Crémieu. Il est à cheval sur les communes d'Optevoz et Saint-Baudille de la Tour.

C'est un étang artificiel créé sur une dépression d'origine glaciaire. Cartographié pour la première fois au XVIII<sup>ème</sup> siècle par Cassini, il était alors entretenu à des fins piscicoles. Il semble avoir peu évolué depuis, hormis une mise en assec en 1945. Présentant un fort intérêt herpétologique de par sa population de Cistude, espèce emblématique de l'Isle Crémieu, il est acheté en 1992 par le Conseil Général de l'Isère au titre des « Espaces Naturels Sensibles ».

Ce site de 22,8 hectares, dont 12,6 en eau, situé à une altitude de 350 mètres, présente différentes formations végétales telles que roselières, cariçaies, boisements humides de saules et d'aulnes, pelouses sèches, chênaie-charmaie, frênaie, et deux champs hébergeant une flore typique des milieux récemment cultivés (Fig. 8).

## 4.2. Les étangs de La Serre :

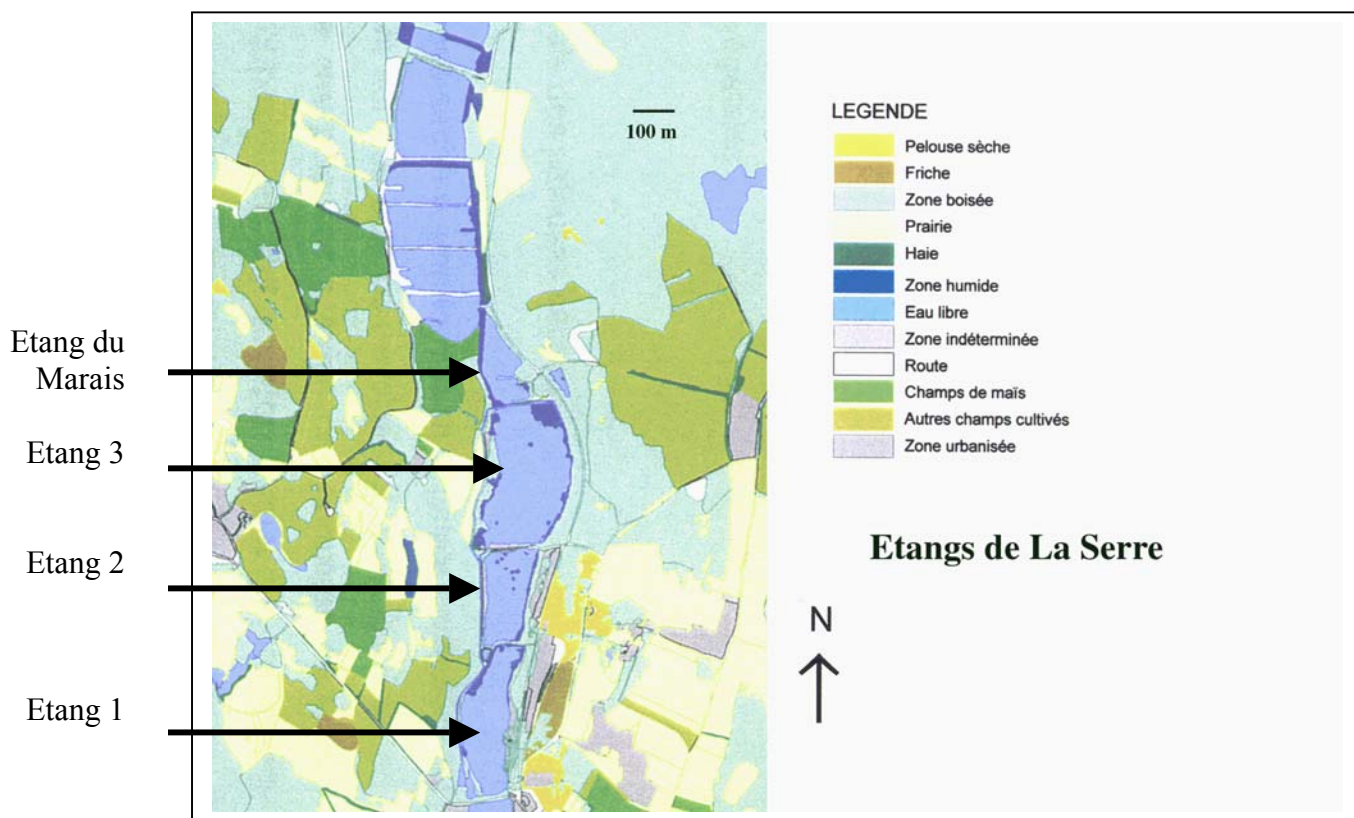


Figure 9. Cartographie simplifiée des habitats aux étangs de La Serre.

Les étangs de La Serre, situés sur la commune de Courtenay, font parti d'un vaste complexe d'étangs s'étirant sur plusieurs kilomètres. Les étangs 1, 2 et 3 sont la propriété du Syndicat Intercommunal pour les Vacances et les Loisirs (SIVaL). Dépressions artificielles créées en 1950 sur d'anciennes carrières ils sont aujourd'hui utilisés pour la pêche de loisir. Les étangs 1 et 2 sont empoissonnés régulièrement. L'étang 1 est accessible sur tout son périmètre aux pêcheurs, l'étang 2 sur 3 de ses rives et l'étang 3 sur une seule rive. La majorité de la population de Cistude est regroupée sur l'étang 3, dans la partie non pêchée. Cette zone est une réserve de chasse par arrêté préfectoral et classée Z.N.I.E.F.F. de type 1. (n°3830-2410). L'étang du Marais est la propriété de deux Association de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques (A.P.P.M.A.).

L'étang 1 a une superficie de 7,3 ha, l'étang 2 une superficie de 5,2 hectares, l'étang 3 fait 12,7 hectares et l'étang du Marais 3,3 hectares. Tous ces étangs sont reliés par des systèmes de canaux et les trois premiers comportent un système de vidange. Les étangs sont alimentés par la rivière Save ainsi que par deux sources.

## 5. Méthodes de suivi :

### 5.1. Le radiopistage :

Le suivi des animaux a été réalisé par **radiopistage**. Le matériel utilisé est constitué d'un récepteur Mariner 57 (station de réception mobile), d'une antenne Yagi à trois éléments et d'émetteurs Biotrack TW-3 à émission discontinue (impulsions) présentant une durée de vie de l'ordre de 1,7 ans (donnée du constructeur, pour une impulsion toute les 50 ms). La gamme de fréquences utilisée (148-149 MHz) est choisie pour sa capacité à se propager à la fois dans l'eau et dans l'air, compte tenu des caractéristiques de l'animal étudié. Chaque émetteur et sa pile sont entourés d'une plaque de résine thermoformée, fixée par deux vis à l'avant de la carapace. Ce positionnement semble être le moins gênant pour l'individu, notamment dans ses déplacements et son activité de reproduction. La charge est de 17 g, soit 3,3 % de la masse moyenne des individus équipés ( $519,5 \text{ g} \pm 131$ ).

Ce matériel permet la détection des individus sur une distance maximale de 1 km (portée variable en fonction des facteurs physiques et climatiques).



Figure 10. Matériel de radiopistage et Cistude équipée d'un émetteur (cliché Mélanie Nemoz).

Aux étangs de La Serre le nombre total d'individus équipés a été très variable au cours des trois années d'étude en fonction de la période et des questions auxquelles nous désirions répondre : utilisation globale de l'espace et estimation des domaines vitaux, suivi des femelles au moment de la ponte, suivi hivernal. Les tableaux 2, 3 et 4 résument le nombre d'individus et la durée du suivi réalisé.

- Individus suivis dans le cadre de l'évaluation globale de l'utilisation de l'espace :

*Tableau 2. Tableau récapitulatif des durées de suivi des individus radiopistés dans le cadre de l'évaluation globale de l'utilisation de l'espace aux étangs de La Serre.*

N° encoche	Année 2000	Année 2001	Année 2002	Année 2003	Durée totale du suivi (mois)
<b>Femelle 4</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 12</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 17</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 18</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 20</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>36 mois</b>
<b>Mâle 21</b>	Début : avril-00	Fin : sept-01	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>17 mois</b>
<b>Mâle 26</b>	Début : avril-00	Suivi	Suivi	Fin : avril-03	<b>36 mois</b>
<b>Mâle 27</b>	Début : avril-00	Suivi	Fin : oct-02	<b>X</b>	<b>30 mois</b>
<b>Mâle 30</b>	Début : avril-00	Suivi	Suivi	Fin : avril-03	<b>36 mois</b>
<b>Mâle 31</b>	Début : avril-00	Fin : mai-01	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>13 mois</b>
<b>Femelle 2</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivie	Fin : avril-03	<b>24 mois</b>
<b>Femelle 59</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivie	Fin : avril-03	<b>24 mois</b>
<b>Femelle 136</b>	<b>X</b>	Début : mai-01 Fin : nov-01	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>7 mois</b>
<b>Femelle 204</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivie	Fin : avril-03	<b>24 mois</b>
<b>Femelle 206</b>	<b>X</b>	Début : mai-01 Fin : sept-01	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>5 mois</b>
<b>Mâle 5</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : janv-03	<b>21 mois</b>
<b>Mâle 9</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : avril-03	<b>24 mois</b>
<b>Mâle 65</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Fin : oct-02	<b>X</b>	<b>18 mois</b>
<b>Mâle 182</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : avril-03	<b>24 mois</b>
<b>Mâle 210</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : avril-03	<b>24 mois</b>

Au total vingt individus suivis au cours des trois ans d'étude pour une période variant de 5 à 36 mois. Sept individus ont pu être suivis durant 36 mois consécutifs. Cinq sont morts au cours de l'étude, deux ont été perdus à cause d'émetteurs défectueux.

- Femelles suivies dans le cadre de l'étude sur le comportement de ponte :



Tableau 3. Tableau récapitulatif des durées de suivi des femelles radiopistées dans le cadre de la recherche des sites de ponte aux étangs de La Serre.

N° encoche	Année 2001	Année 2002	Durée totale du suivi (mois)
<b>Femelle 4</b>	Suivie	Suivie	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 12</b>	Suivie	Suivie	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 17</b>	Suivie	Suivie	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 18</b>	Suivie	Suivie	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 20</b>	Suivie	Suivie	<b>36 mois</b>
<b>Femelle 2</b>	Début : mai-01	Suivie	<b>24 mois</b>
<b>Femelle 59</b>	Début : mai-01	Suivie	<b>24 mois</b>
<b>Femelle 136</b>	Début : mai-01 Fin : nov-01	<b>X</b>	<b>7 mois</b>
<b>Femelle 204</b>	Début : mai-01	Suivie	<b>24 mois</b>
<b>Femelle 206</b>	Début : mai-01 Fin : sept-01	<b>X</b>	<b>5 mois</b>
<b>Femelle 52</b>	Début : mai -01 Fin : juil-01	<b>X</b>	<b>3 mois</b>
<b>Femelle 58</b>	Début : mai -01 Fin : juil-01	<b>X</b>	<b>3 mois</b>
<b>Femelle 66</b>	Début : mai -01 Fin : juil-01	<b>X</b>	<b>3 mois</b>
<b>Femelle 130</b>	Début : mai -01 Fin : juil-01	<b>X</b>	<b>3 mois</b>
<b>Femelle 141</b>	Début : mai -01 Fin : juil-01	<b>X</b>	<b>3 mois</b>
<b>Femelle 216</b>	Début : mai -01 Fin : juil-01	<b>X</b>	<b>3 mois</b>
<b>Femelle 218</b>	Début : mai -01 Fin : juil-01	<b>X</b>	<b>3 mois</b>
<b>Femelle 264</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 76</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 77</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 73</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 125</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 145</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 219</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 61</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>
<b>Femelle 226</b>	<b>X</b>	Début : mai-02 Fin : nov-02	<b>6 mois</b>

Dans le cadre de ce suivi, 17 femelles étaient radiopistées au printemps 2001, dont sept équipées uniquement durant la période de ponte, après radiographie visant à déterminer la gravidité, et 17 au printemps 2002, dont 10 équipées uniquement durant la période de ponte.

➤ Individus suivis dans le cadre de l'étude sur l'hivernation :

*Tableau 4. Tableau récapitulatif des durées de suivi des individus radiopistés dans le cadre du suivi hivernal aux étangs de La Serre.*

N° encoche	Année 2000	Année 2001	Année 2002	Année 2003	Nombre d'hivers de suivi
<b>Femelle 4</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>3</b>
<b>Femelle 12</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>3</b>
<b>Femelle 17</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>3</b>
<b>Femelle 18</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>3</b>
<b>Femelle 20</b>	Début : avril-00	Suivie	Suivie	Fin : avril-03	<b>3</b>
<b>Mâle 26</b>	Début : avril-00	Suivi	Suivi	Fin : avril-03	<b>3</b>
<b>Mâle 27</b>	Début : avril-00	Suivi	Fin : oct-02	<b>X</b>	<b>3</b>
<b>Mâle 30</b>	Début : avril-00	Suivi	Suivi	Fin : avril-03	<b>3</b>
<b>Femelle 2</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivie	Fin : avril-03	<b>2</b>
<b>Femelle 59</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivie	Fin : avril-03	<b>2</b>
<b>Femelle 204</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivie	Fin : avril-03	<b>2</b>
<b>Mâle 5</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : janv-03	<b>2</b>
<b>Mâle 9</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : avril-03	<b>2</b>
<b>Mâle 65</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Fin : oct-02	<b>X</b>	<b>1</b>
<b>Mâle 182</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : avril-03	<b>2</b>
<b>Mâle 210</b>	<b>X</b>	Début : mai-01	Suivi	Fin : avril-03	<b>2</b>

Au total seize individus ont été pris en compte dans le cadre du suivi hivernal. Pour huit individus nous disposons de trois hivers consécutifs de suivi, pour 7 individus nous disposons de 2 hivers de suivi et pour un individu nous disposons d'un seul hiver.

A l'étang de Lemps 20 individus ont été équipés au cours du printemps 2001 :

- Tous les individus présentés dans le tableau ont participé à l'évaluation de l'utilisation de l'espace et au calcul des domaines vitaux.
- Toutes les femelles énumérées ont été suivies au cours de la période de ponte et aucune autre n'a été ajoutée au suivi durant cette période.
- Dans le cadre de suivi hivernal nous disposons de ces vingt individus pour le premier hiver et de 15 pour le deuxième (1 individu mort et 4 émetteurs défectueux)

Tableau 5. Tableau récapitulatif des durées de suivis des individus radiopistés à l'étang de Lemps.

N° encoche	Année 2001	Année 2002	Année 2003	Durée totale du suivi (mois)
Femelle 41	mai-01	Suivie	Fin : avr-03	24 mois
Femelle 106	mai-01	Fin : sept-02	<b>X</b>	17 mois
Femelle 108	mai-01	Fin : nov-02	<b>X</b>	19 mois
Femelle 120	sept-00	Suivie	Fin : avr-03	24 mois
Femelle 190	mai-01	Suivie	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 3	mai-01	Suivi	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 96	mai-01	Suivi	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 99	mai-01	Suivi	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 104	mai-01	Suivi	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 105	mai-01	Fin : oct-02	<b>X</b>	18 mois
Mâle 109	mai-01	Suivi	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 110	mai-01	Suivi	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 113	mai-01	Suivi	Fin : mars-03	24 mois
Mâle 114	mai-01	Suivi	Fin : avr-03	24 mois
Mâle 116	mai-01	Fin : août-02	<b>X</b>	16 mois
Femelle 118	sept-01	Suivie	Fin : avr-03	17 mois
Femelle 243	sept-01	Suivie	Fin : mars-03	17 mois
Femelle 247	sept-01	Suivie	Fin : avr-03	17 mois
Femelle103	sept-01	Suivie	Fin : avr-03	17 mois
Femelle 98	sept-01	Fin : juil-02	<b>X</b>	11 mois

Pour les deux étangs, la localisation des animaux était **hebdomadaire** du mois d'octobre au mois de mars et **quotidienne** d'avril à septembre avec **deux localisations par jour** pour les femelles en période de ponte (9 heures et 19 heures).

En automne et au printemps, nous estimons le pas de temps hebdomadaire suffisant pour établir des relations de cause à effet entre un événement météorologique (variation de température, fortes précipitations,...) et le comportement des individus. De plus, les mouvements au cours de l'hiver sont a priori assez limités et pour éviter la dépendance des données le pas de temps doit être suffisant entre deux localisations (White et Garott, 1990).

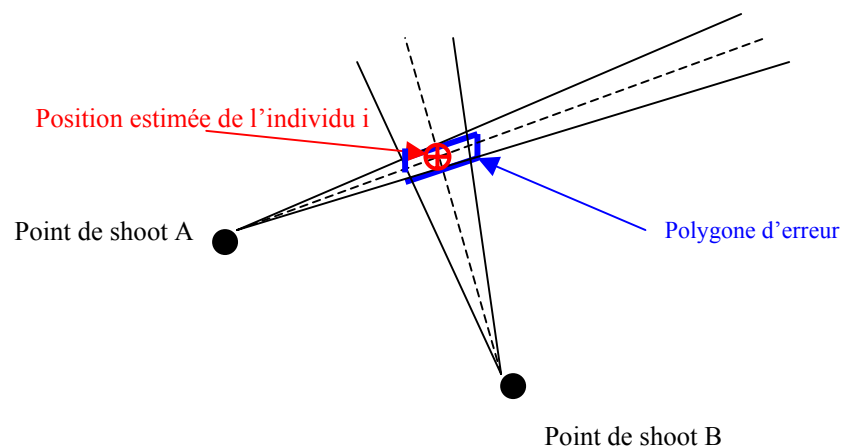
En période d'activité la localisation quotidienne permet de mettre en évidence l'utilisation de l'espace de manière assez précise.

En période de ponte la double localisation quotidienne est indispensable pour trouver la femelle lorsqu'elle sort de l'eau et pouvoir la suivre jusqu'à son site de ponte. La localisation en soirée a été décidée après consultation de la bibliographie.

**Deux méthodes de localisation** ont été utilisées au cours de cette étude : la localisation par **triangulation** et la localisation par **contact direct** avec l'animal.

➤ **La triangulation :**

Nous savons que toute estimation de la position d'un individu radiopisté par la méthode de triangulation (White et Garott, 1990) induit un **polygone d'erreur** : des tests initiaux sur notre matériel ont permis de mettre en évidence une erreur de 0 à 15 mètres autour de la localisation réelle de l'animal, variable en fonction de la météo, de l'observateur et de la qualité de la transmission du signal, ce qui représente une surface d'erreur d'au maximum 700m<sup>2</sup> (Nemoz, 2001).



*Figure 11. Principe de la triangulation à partir de deux positions fixes pour la localisation d'un individu par radiopistage (Nemoz, 2001).*

C'est cette méthode qui a été utilisée au cours du suivi quotidien en période d'activité.

Au cours de l'hiver 2000/2001, les animaux ont été localisés dans un premier temps par visée depuis la rive. Or la localisation hivernale ayant souvent lieu avec des conditions météorologiques difficiles et les animaux étant situés dans des zones de végétation très dense, l'erreur dans la localisation en utilisant la triangulation est assez importante et les mouvements surestimés, d'où des résultats peu précis au début de l'étude. C'est pourquoi, de manière à être le plus précis possible dans la prise de données, nous avons ensuite opté pour une localisation au plus près de l'animal dès que cela était possible.

➤ **Localisation par contact :**

Cette méthode a été utilisée pour localiser les femelles en train de pondre et les animaux au cours de l'hivernation. Elle consiste à se rendre à l'endroit exact où se situe l'individu. Cette méthode présente l'avantage d'être extrêmement précise mais présente

également l'inconvénient de déranger les animaux, risquant ainsi d'occasionner des déplacements « non naturels » au cours de l'hivernation et des échecs de ponte.

Durant tout le suivi hivernal, il est très important de souligner que, malgré la volonté de respecter un protocole rigoureux, les conditions météorologiques de l'hiver conditionnent fortement la prise de données. En effet, l'hiver 2001/2002 a connu une période de froid intense ayant pour conséquence une période de gel des étangs de deux mois au cours desquels le radiopistage pouvait se faire de manière très précise, au contact direct de l'animal, sans aucun dérangement pour lui, en marchant sur l'épaisse couche de glace. L'hiver 2002/2003 a connu quant à lui de fortes pluies, qui ont eu pour conséquence une augmentation très importante du niveau d'eau dans les étangs, limitant ainsi les accès aux sites d'hivernation et faisant perdre un peu de précision dans la prise de données.

Une fois la localisation des individus établie, les positions sont reportées sur une **carte** papier des habitats réalisée sous Map-info 6.0 puis entrées dans une **base de données** Access. Les distances entre individus et les déplacements entre deux localisations sont calculés, grâce à cette base de données exportée sous Excel, à partir des coordonnées exprimées en Lambert II.

## 5.2. La capture :

Des **sessions de capture**, avec marquage individuel des individus (annexe IV), ont été réalisées pendant trois ans à l'aide de verveux (fig. 12 et 13) de manière à estimer la population présente sur les deux sites. Des sessions de quatre jours consécutifs tous les mois et demi au cours de la période d'activité ont permis de visualiser l'utilisation de l'espace grâce à une répartition homogène des pièges sur tout le périmètre des étangs étudiés.

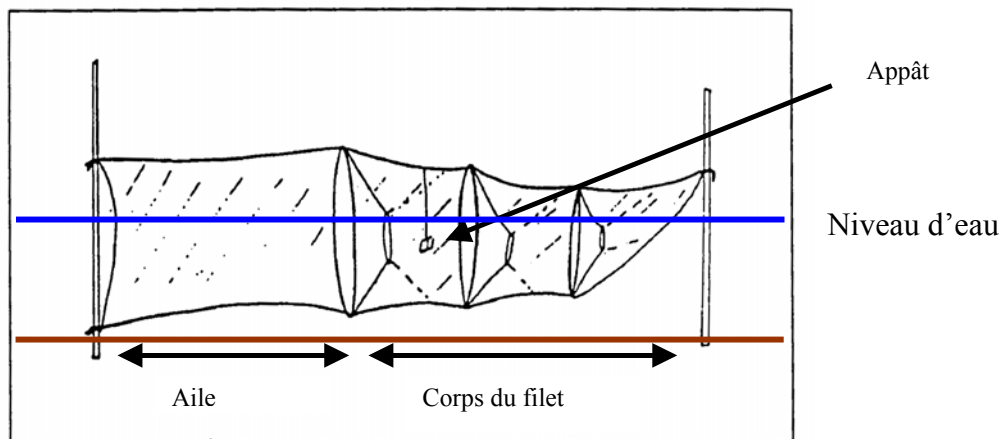


Figure 12. Schéma d'un verveux.



Figure 13. Pièges utilisés pour la capture des Cistudes (cliché Mélanie Nemoz).

Les pièges sont disposés perpendiculairement à la berge. Les Cistudes qui se déplacent en longeant les berges buttent dans l'aile du filet et sont dirigées à l'intérieur du filet d'où elles ne peuvent plus ressortir grâce au système de chambres successives en forme d'entonnoirs. Pour optimiser leur utilisation on peut disposer à l'intérieur des pièges un appât (viande) qui a un rôle attractif.

Néanmoins, cette méthode est assez lourde puisqu'elle nécessite l'utilisation de nombreux pièges (45 aux Etangs de La Serre et 40 à l'étang de Lempis) et une répartition très homogène de ces pièges (annexe V et VI). Pour cette étude, les résultats des sessions de capture de mars, avril et septembre nous ont permis de comparer à l'échelle de la population ce que nous observons à l'échelle de notre échantillon d'individus radiopistés dans le cadre de la répartition des individus.

### 5.3. Relevés de températures :

Les **relevés de température** de l'eau ont été réalisés selon deux procédés :

- une prise de température à l'interface entre l'eau et la vase au moment de la localisation des individus au moyen d'un thermomètre en un endroit prédéfini et proche d'un nombre d'animaux le plus important possible, au cours de l'hiver 2001/2002 pour les deux étangs et au cours de l'hiver 2002/2003 pour l'étang de Lempis.
- un enregistrement continu des températures à l'interface entre l'eau et la vase du 19 novembre 2002 au 15 mai 2003 aux étangs de La Serre au moyen de deux thermo-enregistreurs Hanna Instrument HI 141000.

Les **données météorologiques** ont été achetées à Météo-France (station météorologique de Boulieu).

#### 5.4. Description des milieux :

➤ Milieux d'hivernation :

Chaque localisation au cours de l'hiver était accompagnée de la **réalisation d'une fiche de description** du milieu : profondeur où se trouve l'animal, profondeur d'eau et de vase à l'aplomb de sa position, température de l'eau et de la vase, type de milieu décrit par l'intermédiaire du code CORINE Biotopes (E.N.G.R.E.F., 1997), recouvrement végétal (annexe III).

➤ Sites de ponte :

Plusieurs paramètres sont pris en compte (Abellard, 2002) :

- la **détermination physionomique** des sites à l'aide du code CORINE Biotopes (E.N.G.R.E.F., 1997).

- la **couverture végétale**, évaluée par un pourcentage de recouvrement du sol nu, de la strate muscinale et de la strate herbacée. La strate muscinale comprend les mousses et lichens mais également la strate herbacée inférieure à six centimètres. La strate herbacée est définie par une végétation supérieure à six centimètres. Pour cette détermination végétale, des quadrats de 1 m<sup>2</sup> ont été choisis et répétés cinq fois sur chaque site prospecté afin d'associer l'effort d'échantillonnage et le temps imparti avec l'efficacité de l'information recherchée. Un quadrat supplémentaire a été effectué sur chaque ponte connue (où une grille a été déposée de manière à protéger la ponte de la prédation), ceci pour mettre en évidence un éventuel choix intra-site par la tortue.

- la **caractérisation physique** des sites de ponte est basée sur plusieurs paramètres : la granulométrie, dominante et secondaire, la topographie, l'exposition et l'azimut par rapport au centre de gravité de l'étang.

- la **distance** entre le centre de gravité de l'étang et celui de chaque site prospecté et l'existence d'éventuels sites relais (zones en eau) ont été relevées pour savoir si ces deux critères peuvent influencer la direction choisie par la femelle lors de sa quête d'un site de ponte.

Chaque site est également renseigné d'un paramètre relatif à la ponte, c'est-à-dire sur l'existence d'une ponte ou non : « ponte », « tentative de ponte » ou « inconnu », ce dernier signifiant qu'aucune ponte ou tentative n'a encore été observée sur cette parcelle.

## 6. Structures des populations étudiées

### 6.1. Etangs de La Serre :

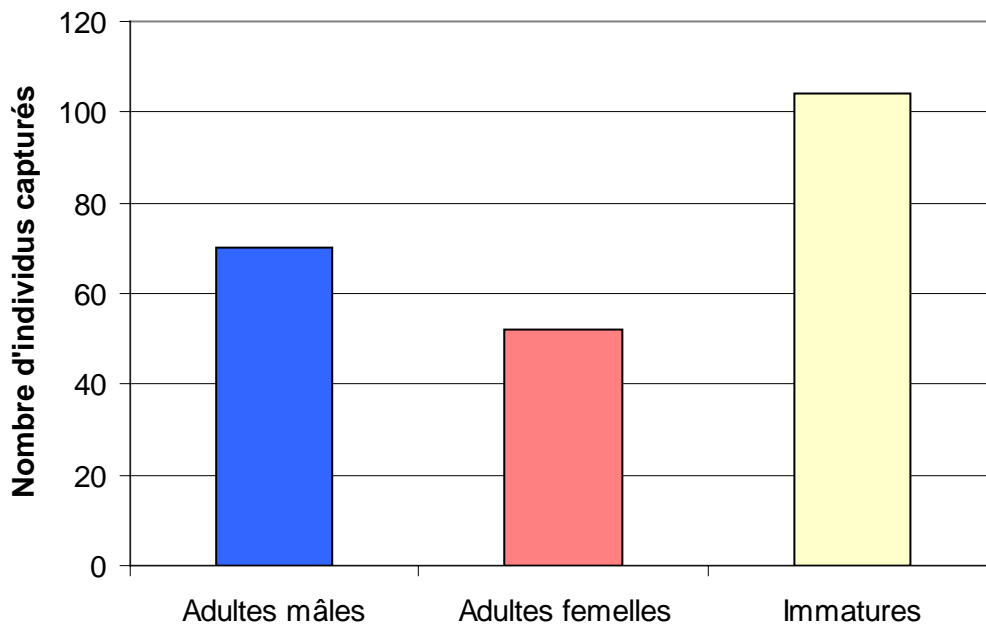


Figure 14. Structure de la population capturée aux étangs de La Serre.

Aux étangs de La Serre la population capturée se compose de 70 mâles, 52 femelles et 104 immatures, soit 226 individus au total. Les immatures comprennent les juvéniles qui sont des individus de moins de 8 cm et les subadultes qui sont des individus de plus de 8 cm dont on ne peut déterminer le sexe au moment de la capture. Le taux d'immatures au sein de la population est de 46,01%. Le sex-ratio est de 1,34. Le faible taux de capture d'individus adultes non marqués : 1,6% en 2002, nous laisse penser que la population adulte présente sur le site est désormais bien connue. En revanche le taux de capture d'immatures non marqués est plus important : 17,3%. Il s'agit essentiellement de juvéniles (Cadi, 2003).



## 6.2. Etang de Lemps:

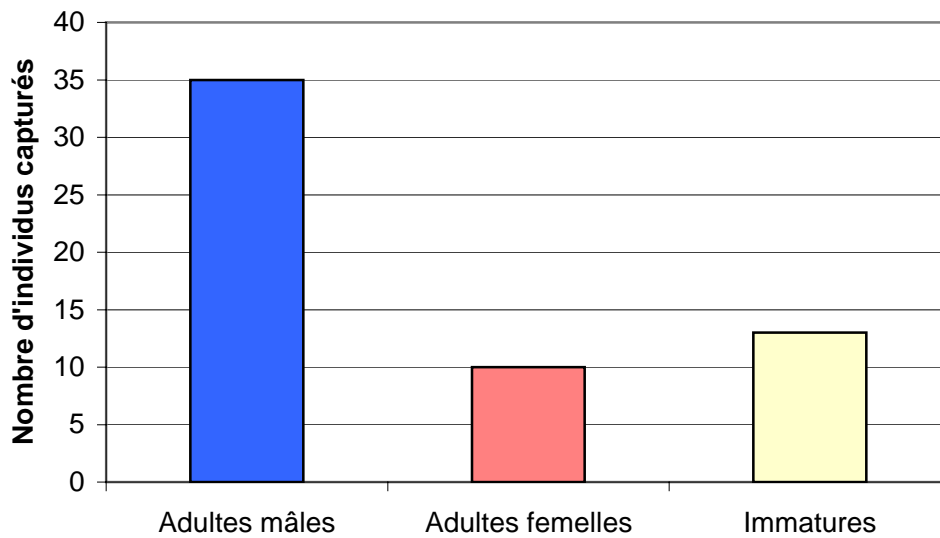


Figure 14. Structure de la population capturée à l'étang de Lemps.

A l'étang de Lemps on compte 58 individus : 35 mâles, 10 femelles et 13 immatures. Le taux d'immatures est de 23,21% et le sex-ratio de 3,5 est très déséquilibré en faveur des mâles.

Le taux de capture d'individus adultes non marqués est de 2,2% en 2002. La population adulte est donc désormais bien connue sur le site.

Le taux de capture d'immatures non marqué est de 15,4%. On ne connaît qu'un seul juvénile sur ce site (Cadi, 2003).

## **Chapitre III : Biologie de la reproduction**

(D'après l'article : **Egg laying in the European Pond turtle (*Emys orbicularis*) and implication conservation of the endangered European pond turtle** ; de Cadi, A., Abellard, C., Thienpont, S. et Joly, P.

## 7. Introduction :

Le succès de tout effort de conservation dépend de nombreux facteurs. La préservation de l'habitat et des conditions nécessaires à l'accomplissement du cycle de vie est primordiale pour le maintien des populations (Burke et Gibbons, 1995 ; Lovich et Gibbons, 1997). De manière globale, le cycle de vie inclut tous les éléments nécessaires à un individu pour aller du stade d'émergent au stade de reproducteur.

La conservation des tortues d'eau douce implique donc la protection des milieux humides, lieux de vie, et des milieux secs, utilisés pour la ponte. De plus, une bonne connexion de ces deux types de milieux est indispensable pour minimiser les risques liés aux déplacements entre ces zones, que ce soit pour les femelles et pour les émergents.

Outre la présence de sites de ponte à proximité des zones humides, la qualité de l'habitat de ponte est un facteur déterminant dans le maintien de l'espèce. En effet, des caractéristiques de cet habitat dépendront le développement des embryons (Wilson, 1998), le taux d'émergence et le taux de survie (Cagle *et al.*, 1993).

La Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) recherche pour sa ponte des zones non inondables à proximité de l'étang. Les pelouses sèches sont très favorables, les prairies de fauche sont couramment utilisées.

Deux phénomènes majeurs affectent aujourd'hui les sites de pontes en terme de quantité et de qualité : l'intensification de l'agriculture et la déprise agricole. L'intensification agricole voit la culture céréalière privilégiée aux dépens de l'élevage traditionnel, entraînant ainsi une baisse notable de la surface totale en prairies de fauche et de pâture. Les terrains les moins productifs sont quant à eux délaissés au profit de terrains plus riches : c'est la déprise agricole qui touche notamment les pelouses sèches. Ces terrains autrefois entretenus par le pâturage sont aujourd'hui victimes d'enfrichement, le stade ultime étant le boisement.

De nombreux auteurs ont travaillé sur la biologie de la reproduction chez *Emys orbicularis* : Rollinat (1934), Rovero et Chelazzi (1996), Meeske (1997), Mitrus et Zemanek (1998), Jablonski et Jablonska (1999), Andreas *et al.* (1998), Schneeweiss et Steinhauer (1999), Kotenko (2000). Les variables communément enregistrées lors de l'étude du comportement de ponte chez les tortues aquatiques sont : la morphologie des pontes, la distance du milieu aquatique au site de ponte, les caractéristiques physiques du terrain choisi, le type et la densité de la végétation sur le site (Congdom *et al.*, 1983, Burke et Gibbons, 1995 ; Rovero et Chelazzi, 1996 ; Andreas *et al.*, 1998 ; Schneeweiss et Steinhauer, 1999 ; Kotenko, 2000).

Nous nous sommes donc intéressés à déterminer toutes ces variables sur nos deux populations de façon à mieux comprendre leur structure démographique (sex-ratio, renouvellement de la population,...) et spatiale et leur fonctionnement et de manière à définir le plus précisément possible les mesures de gestion conservatoire à mettre en place.

## 8. Nombre de femelles gravides :

Le nombre de femelles gravides a été déterminé soit par radiographies, soit par palpations. En 2002, le taux de gravidité des femelles est plus important qu'en 2001 pour les deux étangs mais il n'existe pas de différence significative entre les deux étangs ni entre les deux années ( $\chi^2=0,00232$ ,  $p=0,9614$ , 1 ddl).

Tableau 6. Taux de femelles gravides en 2001 et 2002 sur les étangs de La Serre et de Lemps.

	La Serre	Lemps
2001	53 % (n = 19)	67 % (n = 6)
2002	76% (n=17)	100 % (n = 9)

## 9. Taille des pontes :

Aux étangs de La Serre, les observations portent sur 10 pontes en 2001 et sur 13 pontes en 2002.

A l'étang de Lemps, les observations portent sur 5 pontes en 2001 et sur 3 pontes en 2002.

Tableau 7. Succès de la reproduction aux étangs de La Serre et de Lemps en 2001 et 2002.

		La Serre	Lemps
<b>2001</b>	Nombre d'œufs par ponte	Med = <b>7</b> (min = 6 ; max = 16) ; (n = 10)	Med = <b>7</b> (min = 4 ; max = 10) ; (n = 5)
	Nombre d'œufs clairs	<b>22.6 %</b> (n = 6)	<b>25.9 %</b> (n = 4)
	Nombre d'œufs embryonnés	<b>77.4 %</b> (n = 6)	<b>74.1 %</b> (n = 4)
	Nombre d'émergents	<b>15.1 %</b> (n = 6)	<b>0 %</b> (n = 4)
<b>2002</b>	Nombre d'œufs	Med = <b>9</b> (min = 3 ; max = 12) (n = 13)	Med = <b>6</b> (min=6 ; max=7) (n=3)
	Nombre d'œufs clairs	<b>20%</b> (n=3)	<b>23.1%</b> (n=2)
	Nombre d'œufs embryonnés	<b>80%</b> (n=3)	<b>76.9%</b> (n=2)
	Nombre d'émergents	<b>6.7%</b> (n=3)	<b>46.1%</b> (n=2)

Au cours de l'année 2001, le nombre d'œufs par ponte était en moyenne de 7 (6-16) aux étangs de La Serre et de 7 (4-10) à l'étang de Lemps.

En 2002, le nombre d'œuf par ponte est en moyenne de 9 (3-12) aux étangs de La Serre et de 6 à l'étang de Lemps (6-7).

Statistiquement il n'existe aucune différence significative entre le nombre d'œufs par ponte entre les deux étangs pour les deux années ( $\chi^2=0,02805$ ,  $p=0,8670$ , 1ddl).

Il existe une relation positive entre le nombre d'œufs par femelle et la longueur de la carapace de la femelle.

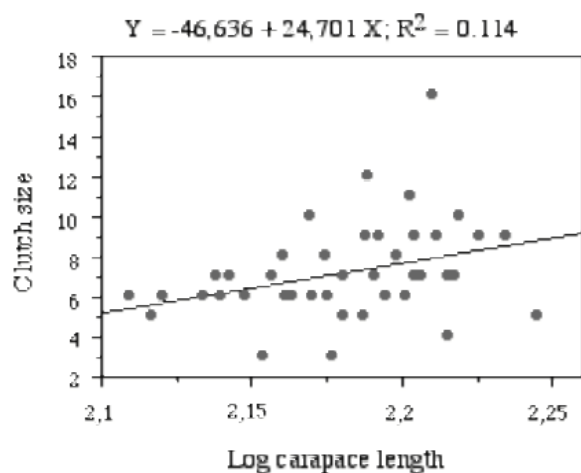


Figure 15. Relation entre la longueur de la carapace et la taille de la ponte.

## 10. Période de ponte :

La période de ponte débute en mai et se termine en juillet pour les deux étangs sur les deux années d'études. Un pic de ponte est observable en juin.

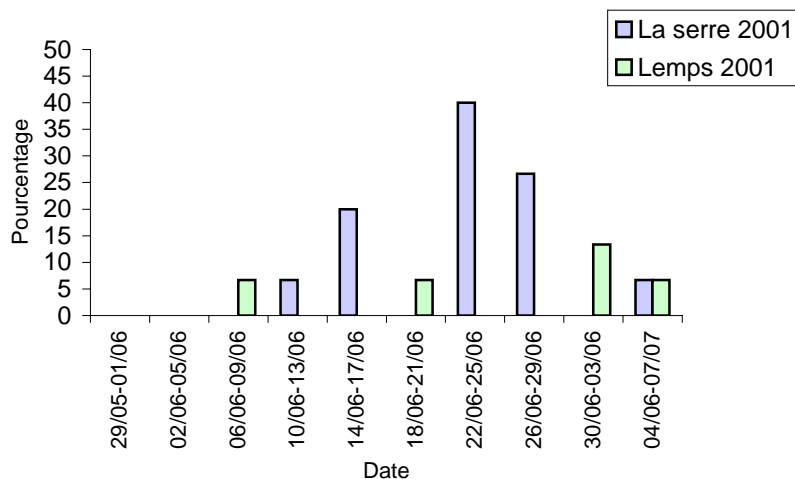


Figure 16. Pourcentage et dates des pontes observées aux étangs de La Serre (n=15) et de Lemps (n=5) en 2001.

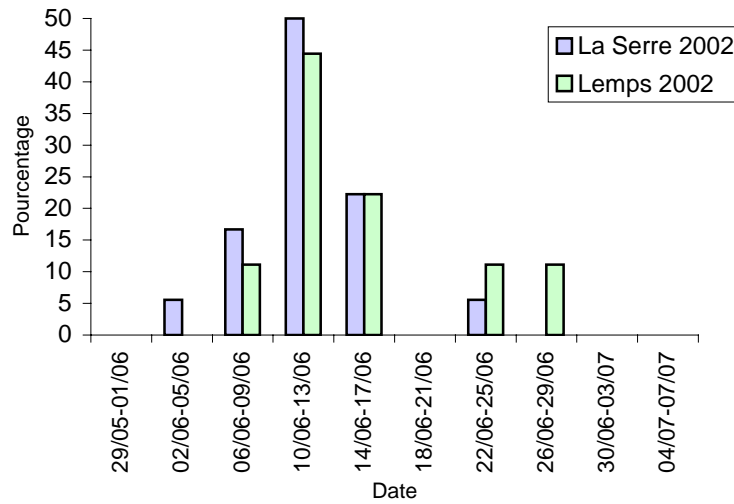


Figure 17. Pourcentage et dates des pontes observées aux étangs de La Serre (n=18) et de Lemps (n=9) en 2002

Au cours de cette étude nous avons pu observer un cas de double ponte : une femelle a en effet pondu deux fois en 2001 à 26 jours d'intervalle. Ce cas reste unique pour notre population.

## 11. Trajets effectués pour se rendre sur le site de ponté :

Tableau 8. Distances linéaires parcourues en milieu aquatique et terrestre par les femelles des étangs de La Serre et de Lemps pour atteindre le site de ponté.

	N° Femelle	Distance linéaire en milieu aquatique (en m)	Distance linéaire en milieu terrestre (en m)	Distance linéaire totale (en m)
<b>La Serre 2001</b>	20	50	270	320
	18	20	20	40
	12	70	220	290
	17	40	80	120
	136	90	200	290
	2	160	10	170
	59	90	120	210
	216	40	80	120
<b>Moyenne</b>		<b>70</b>	<b>125</b>	<b>195</b>
<b>Ecart-type</b>		<b>44</b>	<b>96</b>	<b>100</b>
<b>La Serre 2002</b>	219	24	300	324
	52	32	147	180
	73	92	99	192
	264	433	151	584
	76	784	33	818
	59	333	207	540
	61	127	18	145
	125	169	39	208
<b>Moyenne</b>		<b>249</b>	<b>124</b>	<b>374</b>
<b>Ecart-type</b>		<b>259</b>	<b>97</b>	<b>246</b>
<b>Lemps 2001</b>	190 ponté 1	70	370	440
	190 ponté 2	60	380	440
	108	40	400	440
	106	300	100	400
<b>Moyenne</b>		<b>118</b>	<b>313</b>	<b>430</b>
<b>Ecart-type</b>		<b>122</b>	<b>142</b>	<b>20</b>
<b>Lemps 2002</b>	190	220	400	620
	120	160	60	220
	41	240	90	330
	247	30	30	60
	98	590	490	1080
<b>Moyenne</b>		<b>248</b>	<b>214</b>	<b>462</b>
<b>Ecart-type</b>		<b>208</b>	<b>214</b>	<b>401</b>

Aux étangs de la Serre, en 2001, la distance moyenne parcourue en milieu aquatique est de 70 mètres (+/-44) et la distance moyenne en milieu terrestre de 125 mètres (+/-96). En 2002, la distance moyenne en milieu aquatique est de 249 mètres (+/-259) et la distance moyenne en milieu terrestre de 124 mètres (+/-97). Il n'existe pas de différence significative

concernant la distance parcourue en milieu aquatique entre les deux années de suivi ( $p=0,1893$ ,  $U=16$ ,  $N=16$ ), ni concernant les distances parcourues en milieu terrestre ( $p=0,9591$ ,  $U=31$ ,  $N=16$ ).

A l'étang de Lemps, en 2001, la distance moyenne parcourue en milieu aquatique était de 118 mètres (+/-122) et la distance moyenne en milieu terrestre de 313 mètres (+/-142). En 2002, la distance moyenne parcourue en milieu aquatique était de 248 mètres (+/-208) et la distance en milieu terrestre de 214 mètres (+/-214). Il n'existe pas de différence significative entre les distances parcourues en milieu aquatique entre les deux années de suivi ( $p=0,5556$ ,  $U=7$ ,  $N=9$ ), ni entre les distances parcourues en milieu terrestre ( $p=0,6235$ ,  $U=7,5$ ,  $N=9$ ).

Il n'existe pas de différence significative entre les distances parcourues en milieu aquatique entre les deux étang en 2001 ( $p=0,7334$ ,  $U=13,5$ ,  $N=12$ ) et en 2002 ( $p=0,8329$ ,  $U=18$ ,  $N=13$ ).

Il existe une différence significative entre les distances parcourues en milieu terrestre par les femelles des deux étangs en 2001 ( $p=0,0485$ ,  $U=4$ ,  $N=12$ ), les femelles de l'étang de Lemps parcourant des distances terrestres plus importantes. Par contre cette différence n'apparaît pas en 2002 ( $p=0,742$ ,  $U=17$ ,  $N=13$ ), même si le trajet terrestre des femelles de l'étang de Lemps reste plus important que celui des femelles des étangs de La Serre.

## 12. Localisation des sites de ponte :

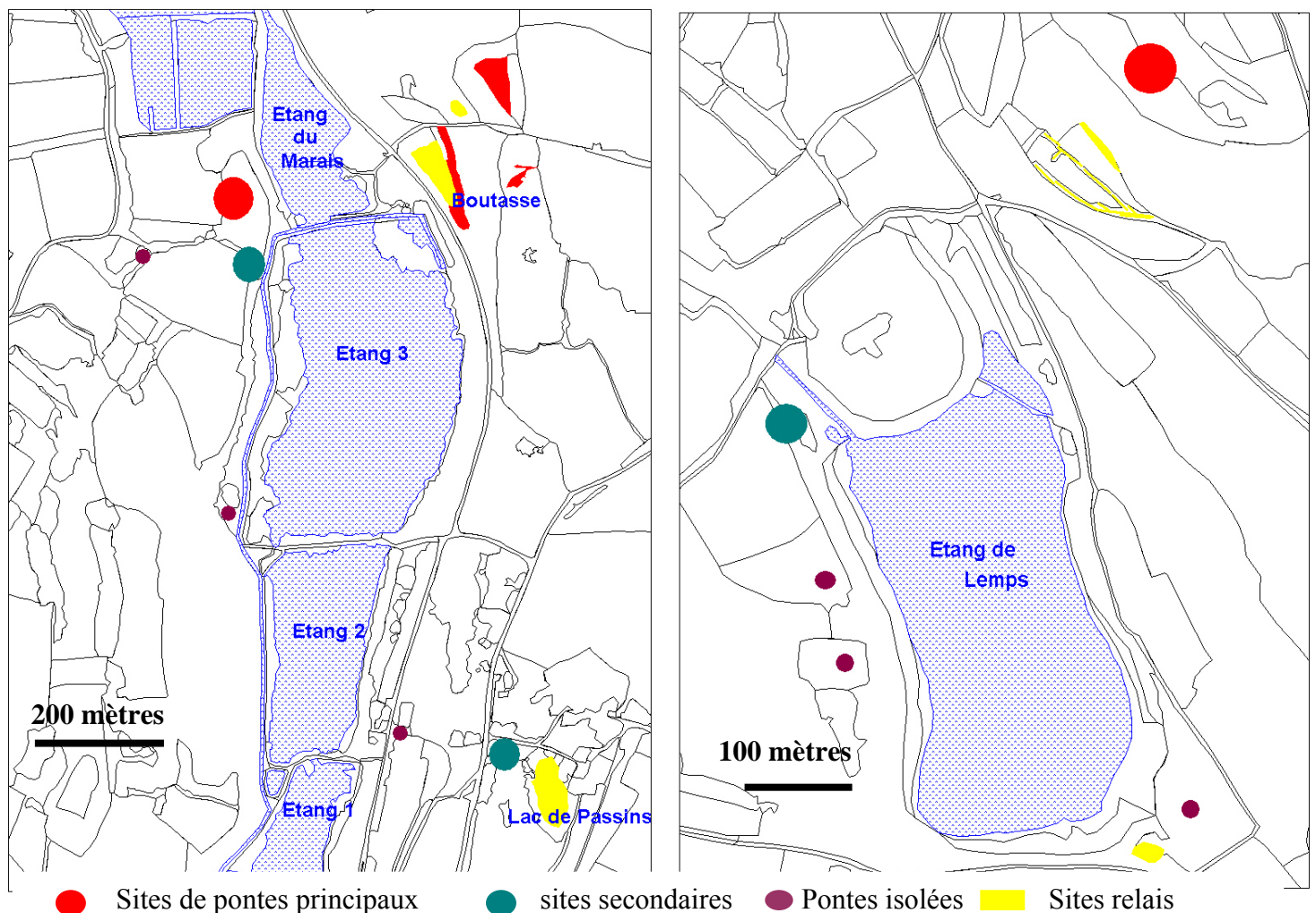


Figure 18. Identification des sites de pontes et des sites relais aux étangs de la Serre et à l'étang de Lemps en 2001 et 2002 (Priol, 2002).



Lors du départ pour la ponte, certaines femelles utilisent des structures aquatiques secondaires leur permettant de ne pas effectuer le trajet jusqu'au site de ponte en une seule fois : ce sont les **sites relais**. La durée de passage dans ces sites relais varie de quelques jours à plusieurs semaines voire plusieurs mois. Ces sites relais ont été identifiés aux étangs de la Serre comme étant la Boutasse et sa mare annexe, ainsi que le lac de Passins (Fig. 18). Le lac de Passins, utilisé pendant deux ans comme site relais, n'a pu jouer ce rôle en 2002 car il était asséché.

A l'étang de Lemps, on compte deux sites relais : le petit canal séparant l'étang du site principal de ponte au nord et la mare située au sud-est de l'étang (Fig. 18).

### 13. Fidélité au site de ponte :

Tableau 9. Taux de fidélité des femelles à leur site de ponte entre 2001 et 2002 sur les étangs de La Serre et de Lemps.

	La Serre	Lemps
Retour à la même parcelle	75 % (n = 8)	40 % (n = 5)

Le taux de fidélité est beaucoup plus important aux étangs de La Serre qu'à l'étang de Lemps où l'on constate en plus un erratisme important chez plusieurs individus au moment du choix du site de ponte comme le montre l'exemple de la femelle n°106 (Fig. 19).

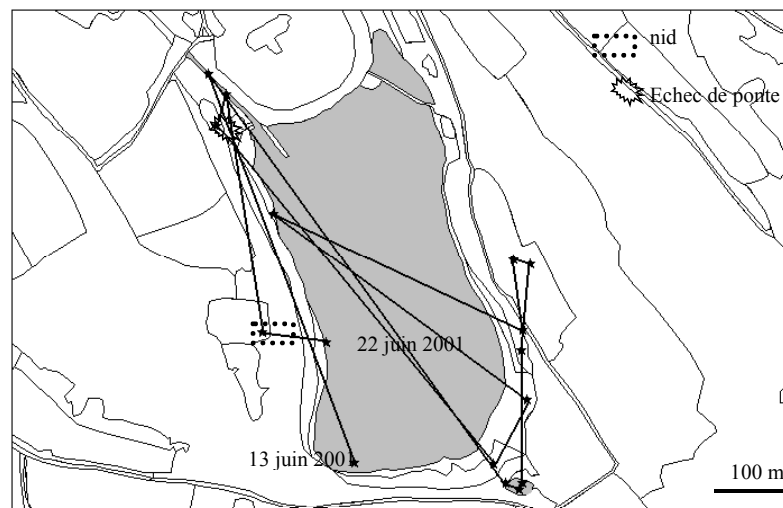


Figure 19. Trajet de la femelle 106 avant la ponte en 2001.

La femelle 106 a pondu dans un champ de maïs après 8 sorties en milieu terrestre et un échec de ponte !

Le choix d'un site de ponte favorable à l'étang de Lemps semble plus difficile qu'aux étangs de La Serre. Nous avons pu constater en 2001 que deux femelles, après avoir cherché pendant plusieurs jours un site de ponte sans succès, ont fini par pondre pour l'une dans un champ de maïs, pour l'autre dans un champ de tournesol.

## 14. Sélection des sites de ponte :

Pour l'analyse de la sélection de l'habitat de ponte, nous avons décidé d'utiliser l'**indice de Jacob** (1974) plutôt qu'un test de  $\chi^2$  en raison du faible nombre de pontes observées.

L'évaluation de la préférence pour un habitat X est établie par le rapport :

$$I_x = [(X1/Y1)-(X2/Y2)]/[(X1/Y1)+(X2/Y2)]$$

X1 est le nombre de ponte dans un habitat X

Y1 est le nombre total de ponte

X2 est la surface d'un habitat X

Y2 est la surface totale du site d'étude

L'indice  $I_x$  varie entre  $-1$  et  $+1$ . Une valeur négative indique que l'habitat est évité, une valeur positive qu'il est préféré.

Pour chaque étang nous avons calculé la superficie de l'ensemble des habitats potentiellement utilisables pour la ponte présents dans un rayon correspondant au déplacement maximum de ponte observé sur chaque site : 300 mètres aux étangs de La Serre et 400 mètres à l'étang de Lemps.

Tableau 10. Sélection de l'habitat de ponte aux étangs de La Serre au cours de l'été 2002.

Type d'habitat (Code CORINE Biotope)	X1 (Nombre de ponte)	X2 (Surface de l'habitat en ha)	Indice de Jacob ( $I_x$ )
Pâturages mésophiles (38)	3	0,058	<b>0,99</b>
Pelouses calcaires sub-atlantiques semi-arides (34.32)	0	4,747	<b>-1</b>
Pelouses calcaires sub-atlantiques très sèches (34.33)	1	0,125	<b>0,98</b>
Communautés à reine des prés et communautés associées (37.31)	0	3,821	<b>-1</b>
Prairies de fauche de basse altitude (38.2)	3	164,0415	<b>-0,63</b>
Terrains en friche (87.1)	7	17,981	<b>0,66</b>
Zones rudérales (87.2)	2	8,422	<b>0,49</b>
	<b>Y1=16</b>	<b>Y2=199,1955</b>	

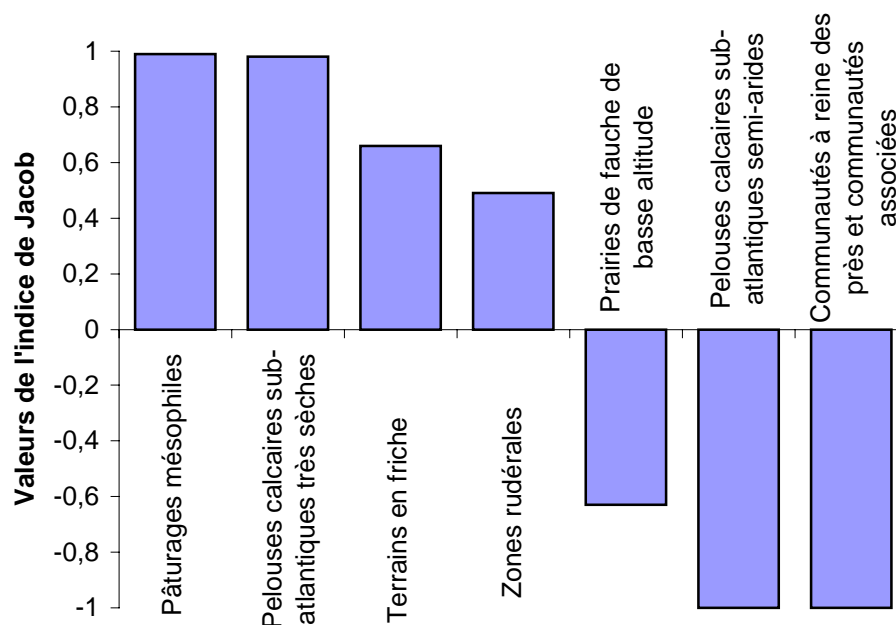


Figure 20. Sélection de l'habitat de ponte chez les femelles radiopistées aux étangs de La Serre en 2002.

Aux étangs de La Serre, quatre types d'habitats sont recherchés pour la ponte : les pâturages mésophiles, les pelouses sèches, les terrains en friche (jachères) et les zones rudérales (Fig. 20). L'utilisation des deux premiers types d'habitats est tout à fait conforme aux données récoltées dans la bibliographie. Les jachères présentent des caractéristiques pouvant répondre aux exigences nécessaires au développement des œufs. Leur utilisation n'est pas due à l'absence de sites plus favorables. Les zones rudérales ont quant à elles été utilisées lorsque les femelles butaient sur un obstacle et ne pouvaient poursuivre leur trajet pour aller vers un site plus favorable à la ponte.

Tableau 11. Sélection de l'habitat de ponte à l'étang de Lemps en 2002.

Type d'habitat (Code CORINE Biotope)	X1 (Nombre de ponte)	X2 (Surface de l'habitat en ha)	Indice de Jacob (Ix)
Pelouses calcaires sub-atlantiques semi-arides (34.32)	5	16,76631	<b>0,33</b>
Lisières (34.4)	0	0,70116	<b>-1</b>
Pâturage continu (38.11)	0	3,395	<b>-1</b>
Prairies de fauche de basse altitude (38.2)	1	10,30172	<b>-0,22</b>
Terrains en friche (87.1)	0	8,5147	<b>-1</b>
	<b>Y1=6</b>	<b>Y2=39,67889</b>	

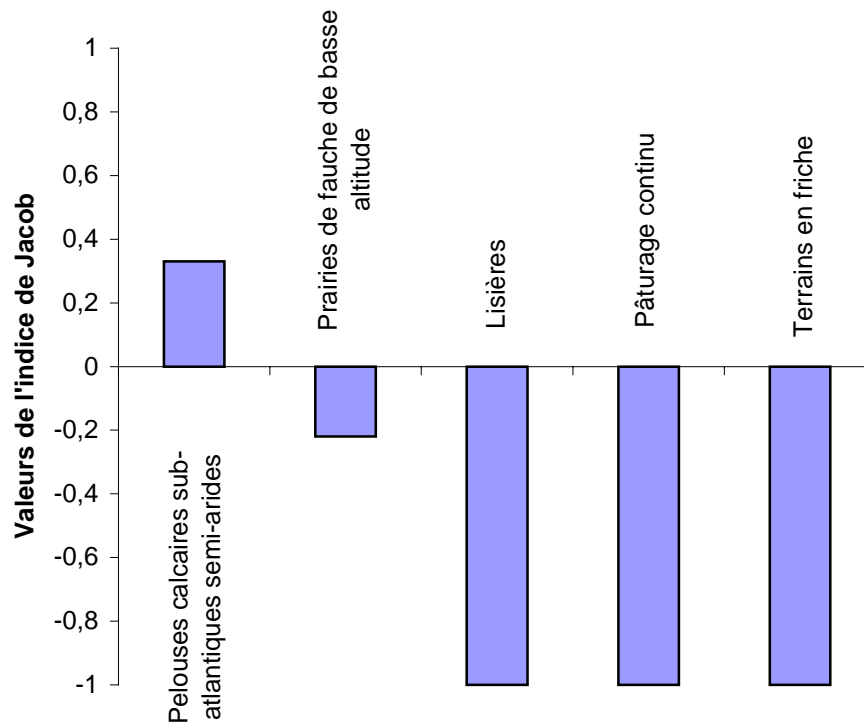


Figure 21. Sélection de l'habitat de ponte chez les femelles radiopistées à l'étang de Lemps en 2002.

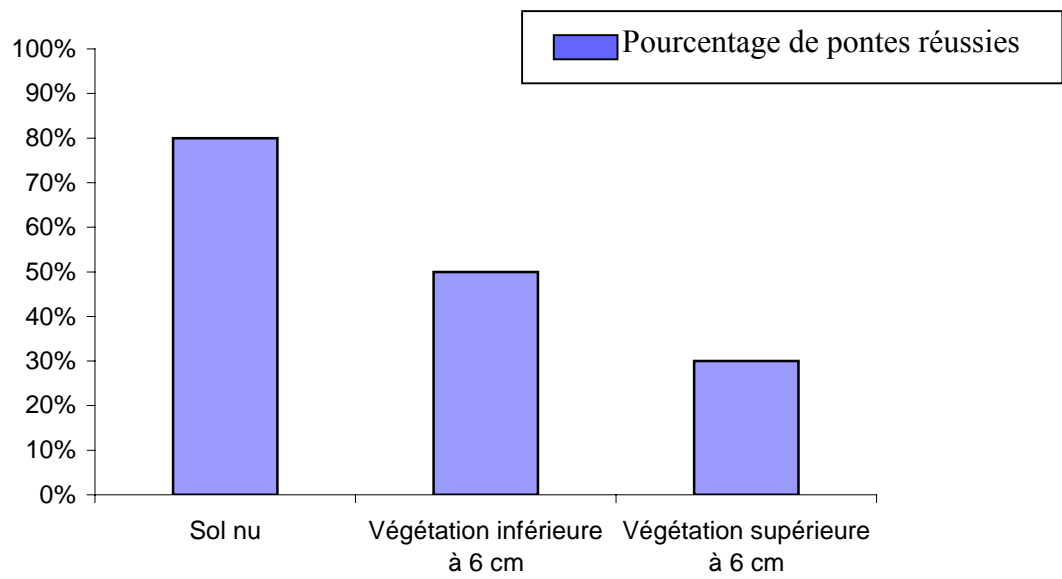
A l'étang de Lemps, les femelles utilisent préférentiellement les pelouses calcaires semi-arides pour la ponte (Fig. 21). Certains habitats utilisés aux étangs de La Serre et présents à l'étang de Lemps ne servent pas pour la ponte.

Le type d'habitat n'est peut-être pas le facteur le plus judicieux dans la détermination de l'attractivité d'un site pour la ponte. Les caractéristiques physiques du site : orientation, granulométrie du substrat, recouvrement et hauteur de la végétation, peuvent expliquer le choix du site de ponte de manière plus précise.

Les parcelles orientées au sud et au sud-ouest sont majoritairement choisies.

Le taux de réussite des pontes dans un sol de type sableux est de 85% tandis qu'il n'est que de 60% lorsqu'il y a des cailloux. Les sols présentant une granulométrie grossière favorisent les échecs de ponte et sont donc délaissés au profit des sols à granulométrie fine.

A l'intérieur d'une parcelle les femelles semblent se diriger de préférence vers des zones de sols nus où la végétation est inférieure à 6 centimètres et se limite à la strate muscinale. Comme le montre la figure 22, la végétation haute ne favorise pas la réussite de la ponte.



*Figure 22. Pourcentage de pontes réussies en fonction de la végétation présente sur le site (n=22).*

## 15. Discussion :

### ➤ Nombre de femelles gestantes et taille des pontes :

En Isle Crémieu, le nombre de femelles gestantes est compris entre 53 et 100% en fonction de l'étang étudié et de l'année de suivi. En Italie, Zuffi (1998) totalise 70% de femelles gestantes et Roverro et Chelazzi de 80 à 85% (1996). En Espagne, Keller (2002) signale un taux variant de 30% les années sèches à 100% les années humides. En Camargue, Olivier (2002) estime le taux de gravidité variant de 50 à 70 %.

Plusieurs auteurs ont pu constater que toutes les femelles ne participent pas chaque année à la reproduction : Keller, 1997 ; Kotenko, 2000 ; Naulleau, 2000, ce qui pourrait expliquer les variations obtenues dans les taux de gravidité. Les conditions météorologiques pourraient être à l'origine des variations du nombre de femelles gravides (Keller, 2002) et de la taille des pontes (Olivier, 2002). En effet comme le montre le tableau ci-dessous la taille des pontes varie beaucoup dans la bibliographie :

Tableau 12. Tailles des pontes dans différentes populations.

Pays, Région	Taille de la ponte	Auteurs
France, Charente-Maritime	9.2 ± 1.3 (4-9) ; n = 34	Duguy et Baron (1998)
France, Brenne	8.26 (5-13) ; n = 76	Servan et Pieau (1984), Servan (1986)
France, Var	3.91 (3-5) ; n = 44	Seramour et Seramour (1979), Fritz <i>et al.</i> (1995b) in Fritz (2001)
France, Camargue	8.4±1.8 ; n=67	Olivier (2002)
Espagne, Donana	6.2 ± 1.3 (4-9) n = 34 6.4 (4-10) ; n = 136	Keller (1997, 1999)
Italie, Pisa	5.6 ± 0.3 (4-8) ; n = 11	Zuffi et Odetti (1998), Zuffi <i>et al.</i> (1999) in Fritz (2001)
Italie	6 (3-9)	Zuffi (2000)
Italie	5.8 ; n = 49	Tripepi et Zuffi (2002)
Allemagne, Brandenburg	12.7 (8-18) ; n = 12	Andreas (1997), Schneeweiss <i>et al.</i> (1998) in Fritz (2001)
Autriche, Donauaueuen	12.6 (10-15) ; n = 9	Rössler (1999) in Farkas (2000)
Pologne, Bezirk Radom	13.97 ; n = 36 14.2 (10-21) ; n = 25	Zemanek et Mitrus (1997), Mitrus (1998) in Fritz (2001)
Pologne, Seengebiet von Leczna et Woldawa	15 (9-19)	Jablonski et Jablonska (1998) in Fritz (2001)
Lithuanie, Kuculiske	12.5 (8-20) ; n = 17	Meeske (1998a) in Fritz (2001)
Ukraine, Donaudelta	10.12 (6-16) ; n = 59	Kotenko et Fedorchenko (1993), Kotenko (2000) in Fritz (2001)
Ukraine, Dnjeprdelta	8.7 (7-11) ; n = 10	Kotenko (2000) in Fritz (2001)
Ukraine, Molocnaja	8.8 ± 1.21 (1-16) ; n = 11	Karmishev (1999) in Fritz (2001)
Bulgarie, Ropotamogebiet	7 ; n = 1	MTKD 10062 in Fritz (2001)
Hongrie	6 (4-9)	Farkas (2000)

Il semblerait que le nombre d'œufs par ponte soit plus important en Europe de l'est, qu'en France, en Italie ou en Espagne. Les conditions climatiques ainsi que la taille des

femelles pourraient expliquer cette différence (Keller, 1999 ; Olivier, 2002) : dans le cadre de cette étude une relation positive entre le nombre d'œufs par ponte et la taille de la carapace de la femelle a pu être démontrée.

➤ Période de ponte :

En 2001, La période de ponte s'étale de juin à juillet, tandis qu'en 2002 elle se déroule de mai à juin. Les différences s'expliquent par les variations de conditions météorologiques entre les deux années de suivi. Pour Maranjo (1999) et Zuffi (2000), la ponte est corrélée avec l'augmentation de la température de l'air.

Les dates de ponte que nous avons pu observer dans le cadre de cette étude sont assez similaires aux données de la bibliographie : en Hongrie (Farkas, 2000), en Allemagne (Schneeweiss, 1998), en Pologne (Jablonski et Jablonska, 1998), en France (Rollinat, 1934 ; Gay et Lebraud, 1998 ; Olivier, 2002.), les pontes se déroulent entre fin mai et fin juillet.

Dans le cadre de notre population la ponte unique semble être la règle, tandis que deux voire trois pontes existent chez les populations méditerranéennes (Zuffi et Odetti, 1998 ; Keller, 2002 ; Olivier, 2002).

➤ Trajets effectués pour la ponte :

Les trajets effectués entre le milieu aquatique et le site de ponte varient de 40 à 1100 mètres et sont en moyenne de 365 mètres. En Italie ce trajet varie de 150 à 600 mètres (Rovero et Chelazi, 1996), en Allemagne il varie de 150 à 900 mètres selon Andréas (2000) et de 100 mètres à 1,5 kilomètres selon Schneeweiss *et al.* (1998), en Pologne de 12 mètres à quelques kilomètres (Jablonski et Jablonska, 1998), en Lituanie de 150 mètres à 1 kilomètre (Meeske, 2000) et en Ukraine de 2 mètres à 2 kilomètres (Kotenko, 2000). En France, les distances varient de 1 à 96 mètres en Camargue (Olivier, 2002) et sont de quelques centaines de mètres dans l'Ouest (Duguy, 1999).

Toutes les populations ne bénéficient pas des mêmes conditions d'accès au site de ponte. Les trajets longs, dans des milieux parfois difficiles, représentent un coût énergétique important et augmentent les risques de mortalité des femelles et des émergents.

La population de l'étang de Lemps est largement défavorisée en raison de l'éloignement du site de ponte principal (plus de 400 mètres) et des obstacles à franchir pour s'y rendre (cultures, buissons, forte pente, chemins). La structure de cette population, qui présente un sex-ratio très déséquilibré en faveur des mâles et un faible nombre de jeunes, peut en grande partie s'expliquer par ce problème d'éloignement du site de ponte principal.

➤ Fidélité au site de ponte :

75 % des femelles aux étangs de La Serre et 40% des femelles à l'étang de Lemps sont fidèles à leur site de ponte. Le taux de fidélité est beaucoup plus élevé aux étangs de La Serre. A l'étang de Lemps les femelles changent de site de ponte régulièrement et manifestent un comportement de recherche de site de ponte que l'on observe très peu aux étangs de La Serre. Les modifications importantes de la structure du paysage observées au cours des quarante dernières années pourraient expliquer ce comportement. En effet, selon Mitrus et Zemanek (2001), il semblerait que les femelles soient fidèles à leur site de ponte pendant plusieurs années et ne changeraient qu'en cas de modification ou destruction de ces derniers.

Une étude à plus long terme (Jablonski et Jablonska, 1998) a montré chez certaines femelles une fidélité de 60 à 70 ans au site de ponte.

➤ Sélection des sites de ponte :

Le choix du site de ponte s'opère à deux niveaux : la femelle commence par se diriger vers une parcelle avec un type d'habitat donné puis elle se déplace à l'intérieur de la parcelle en effectuant des mouvements lents et des grattements avant de choisir l'endroit où elle va creuser son nid (Jablonski et Jablonska, 1999). Ce comportement lui permettrait de définir la température, le degré d'humidité, la composition et la dureté du sol (Farkas, 2000 ; Mitrus et Zemanek, 2000).

Les habitats préférentiels de ponte sont les pelouses sèches et les prairies de fauche ou de pâture (Rovero et Chelazzi, 1996 ; Andréas *et al.*, 1998), mais comme le signalent Mitrus et Zemanek (2000) et comme nous avons pu le constater, les femelles peuvent déposer leurs oeufs sur des terrains urbanisés, des surfaces cultivées ou des chemins si elles ne trouvent pas de sites appropriés. Les jachères peuvent pallier la disparition des habitats préférentiels en offrant des conditions tout à fait acceptables pour la ponte et le développement des œufs.

Les parcelles choisies au cours de notre étude sont riches en sol nu, comme l'avait également remarqué Servan (1988), ou pauvres en strate herbacée (supérieure à six centimètres), végétation empêchant très certainement le creusement du nid, comme le souligne également Kotenko (2000) et Zuffi (2000). Les strates muscinales et herbacées basses (inférieure à six centimètres) n'auraient quant à elles aucune influence dans le choix du site, car a priori peu dérangeantes dans la construction du nid. L'existence de sites relais pourrait également influencer la préférence des femelles pour certains sites. Selon Mitrus et Zemanek (2000), les femelles utiliseraient les rivières et les réserves en eau comme routes de migration, certainement pour se reposer pendant leur déplacement mais aussi pour la survie des jeunes lors de leur migration jusqu'à l'étang (Gibbons *et al.*, 1990 ; Rössler, 1999). Zuffi (2000) signale également qu'un système « étang » inclut des zones en eau « satellites » de différents types où les femelles prendraient dans leurs vessies lombaires de l'eau nécessaire à la construction de leur nid.

Les substrats fins tels que le sable facilitent le creusement et sont particulièrement recherchés (Meeske, 1997 ; Jablonski et Jablonska, 1998 ; Lebboroni et Chelazzi, 1998 ; Schneeweiss *et al.*, 1998 ; Mitrus, 2000). Les échecs de ponte observés semblent essentiellement dus à la présence de cailloux sur le site, bien que le dérangement engendré par notre présence lors du suivi nocturne des femelles soit aussi un facteur expliquant certains échecs.

## **16. Implications en terme de gestion :**

La gestion des sites de ponte est un enjeu capital pour la protection de la Cistude d'Europe, d'autant que le contexte actuel n'est pas favorable au maintien de la qualité et de la disponibilité de ces sites. Cette gestion peut s'articuler autour de trois axes principaux : l'application de techniques de gestion appropriées aux sites utilisés par la Cistude, la réhabilitation de sites autrefois favorables et la création de sites de pontes artificiels lorsque le retour à un site favorable ne peut être envisagé.

➤ Gestion des sites favorables à la ponte : fauche, pâturage et jachère :

Nous avons vu précédemment que les sites de ponte utilisés par la Cistude étaient des prairies ou des pelouses sèches dont le recouvrement végétal était faible et où l'existence de zones de sol nu était particulièrement appréciée. La jachère de part sa structure peut jouer un excellent palliatif de la disparition des prairies et pelouses sèches. En effet elle présente les



caractéristiques idéales des sites de pontes : peu de strate herbacée et de nombreuses zones sans aucune couverture végétale. Le point faible de ce type de milieu réside dans sa faible pérennité.

Pour les prairies et les pelouses sèches, il existe deux techniques principales de gestion : la fauche et le pâturage. La fauche présente l'avantage d'empêcher l'implantation des ligneux (Willems, 1983) mais apparaît nettement moins efficace que le pâturage pour réduire le recouvrement par les graminées sociales (Bobbink, 1989). De plus, le pâturage entraîne l'apparition de zones de sol nu grâce aux piétinements des animaux. Le pâturage à l'origine de la diminution du recouvrement végétal et de la création de zones de sol nu semble donc être plus efficace dans le cadre de mesures de gestion favorables à la Cistude.

Concernant le maintien de la biodiversité, la fauche et la pâture permettent toutes deux une augmentation de la diversité floristique (Willems, 1983 ; Dierschke et Engels, 1991 ; Maubert, 1997), mais il semble cependant que le pâturage offre une plus grande diversité (Duranel, 2001). Peu de données sont connues quant à l'effet de la fauche sur les populations d'invertébrés, mais Decocq (1996) évalue à 78 % la baisse des populations d'opilions suite à quatre années de fauche annuelle d'été. Par contre, Morris et Rispin (1988) indiquent que sur 80 espèces, 17 sont affectées par la fauche tandis que 20 autres sont favorisées. La pâture semble affecter les mollusques terrestres (Barbier et al., 2000) et les orthoptères, mais favoriser la diversité spécifique des araignées. Globalement la pâture serait plus favorable aux insectes que ne l'est la fauche (Duranel, 2001).

Le choix final du mode de gestion doit donc prendre en compte les priorités du site à gérer. Le calendrier des actions de gestion devra aussi être mis en place en fonction du rythme biologique de l'espèce prioritaire. Dans le cadre de l'optimisation des sites de ponte, les résultats devront être effectifs fin mai pour le commencement de la période de ponte.

Les jachères sont quant à elles entretenues par broyage. Cette pratique, qui consiste à éliminer la partie aérienne des végétaux sans retourner le sol, présente l'avantage de créer des zones de sol nu, où la cistude a plus de facilité à creuser et où les œufs bénéficient d'un meilleur ensoleillement qui permet un développement plus rapide des embryons, mais présente un risque majeur pour les Cistudes. En effet, souvent réalisé courant juin, il correspond à la période de ponte des femelles. Nous disposons de plusieurs témoignages d'agriculteurs de la région ayant écrasé des femelles Cistudes au cours du broyage. L'article 1 du décret ministériel du 25 avril 2002 interdisant le broyage entre le 1<sup>er</sup> avril et le 31 juillet, était apparu comme extrêmement bénéfique pour la conservation de la Cistude. Sa révision par « l'arrêté jachère » du 24 mai 2003, interdisant le broyage entre le 15 avril et le 15 juillet mais autorisant le préfet à demander par dérogation le broyage au 1<sup>er</sup> juillet en cas de montée en graine de plantes invasives, ne pose à priori pas de problème puisque la période de ponte est habituellement terminée à cette époque. Les jachères ont donc un rôle non négligeable, à une époque où la surface des pelouses sèches et des pâtures est en constante régression.

#### ➤ Réhabilitation des anciennes zones de ponte :

Après abandon d'une prairie, il apparaît, à plus ou moins long terme, un important développement de ligneux, une augmentation du recouvrement des graminées et un développement de la litière. La réhabilitation de ces terrains passe préalablement par des travaux de réouverture plus ou moins importants (broyage, bûcheronage), puis une gestion par fauche ou par pâture peut-être envisagée.

➤ Création de sites de ponte artificiels :

La création de sites de ponte artificiels peut-être envisagée lorsque les sites de ponte naturels ne sont plus utilisables par la Cistude.

Ces dunes de pontes artificielles correspondent à des buttes de terre végétale, de façon à limiter les risques de tassement, recouvert d'un substrat de nature sableuse favorisant un bon écoulement de l'eau et permettant à la tortue de creuser facilement et d'éviter les échecs de ponte.

Pour éviter une érosion trop rapide, un ensemencement avec les graminées adaptées au type de substrat est nécessaire, mais les sites devront toujours présenter une végétation limitée à la strate herbacée basse (inférieure à 6 cm). La colonisation par les végétaux restera limitée par la nature même du substrat. Le pâturage peut éventuellement être envisagé si le développement de la végétation s'avère trop important.

L'orientation du site de ponte est un facteur très important, il doit bénéficier d'un ensoleillement maximum pour permettre aux embryons de se développer.

Ce type d'ouvrage, expérimenté au lac du Bourget dans le cadre de la réintroduction d'une population de Cistude s'avère tout à fait efficace (Cadi, 2002).

Mais l'entretien, la restauration ou la création de nouveaux milieux favorables à la ponte n'est pas le seul facteur favorable au maintien d'une population de Cistude sur un site. La connection du milieu aquatique au milieu sec est tout aussi déterminante. En effet, les risques pris par la femelle au moment du déplacement de ponte sont importants et chez les espèces longévives, comme la Cistude, le maintien de l'espèce est dépendant de la survie adulte. La connectivité peut passer par l'existence de sites relais (zones en eau entre l'étang et le site de ponte) ou par des voies de migration facilitée évitant à la femelle de passer au milieu de cultures ou de taillis de végétation dense.

En résumé, favoriser la ponte chez la Cistude d'Europe revient donc à favoriser la **qualité**, la **quantité** et l'**accessibilité** aux sites de ponte.

# **Chapitre IV : Analyse de l'évolution de la disponibilité en sites de ponte au cours des 40 dernières années à l'étang de Lemps**

Comme nous l'avons vu au paragraphe précédent la qualité, la quantité et l'accessibilité aux sites de ponte sont des facteurs prépondérants dans la conservation de l'espèce. Mais la fidélité des femelles à un site est un paramètre qu'il ne faut pas négliger. Elle implique la nécessité d'une grande stabilité dans la structure d'un paysage autour d'un étang.

A l'étang de Lemps, notre étude a mis en évidence un sex-ratio très déséquilibré en faveur des mâles, un déficit en immatures et notamment en juvéniles, un taux de fidélité au site de ponte faible et un erratisme important des femelles lors de la recherche du site de ponte. Tous ces facteurs s'expliquent par le manque de sites de ponte proche de l'étang et par l'accessibilité limitée à ces sites. Mais il est intéressant de mettre en parallèle l'évolution de la disponibilité en sites de ponte au cours des quarante dernières années autour de l'étang de Lemps et le comportement de certaines femelles. Les photographies aériennes de l'I.G.N. de 1965, 1970, 1981, 1986 et 1998, nous ont permis de reconstituer l'évolution du paysage autour de l'étang.

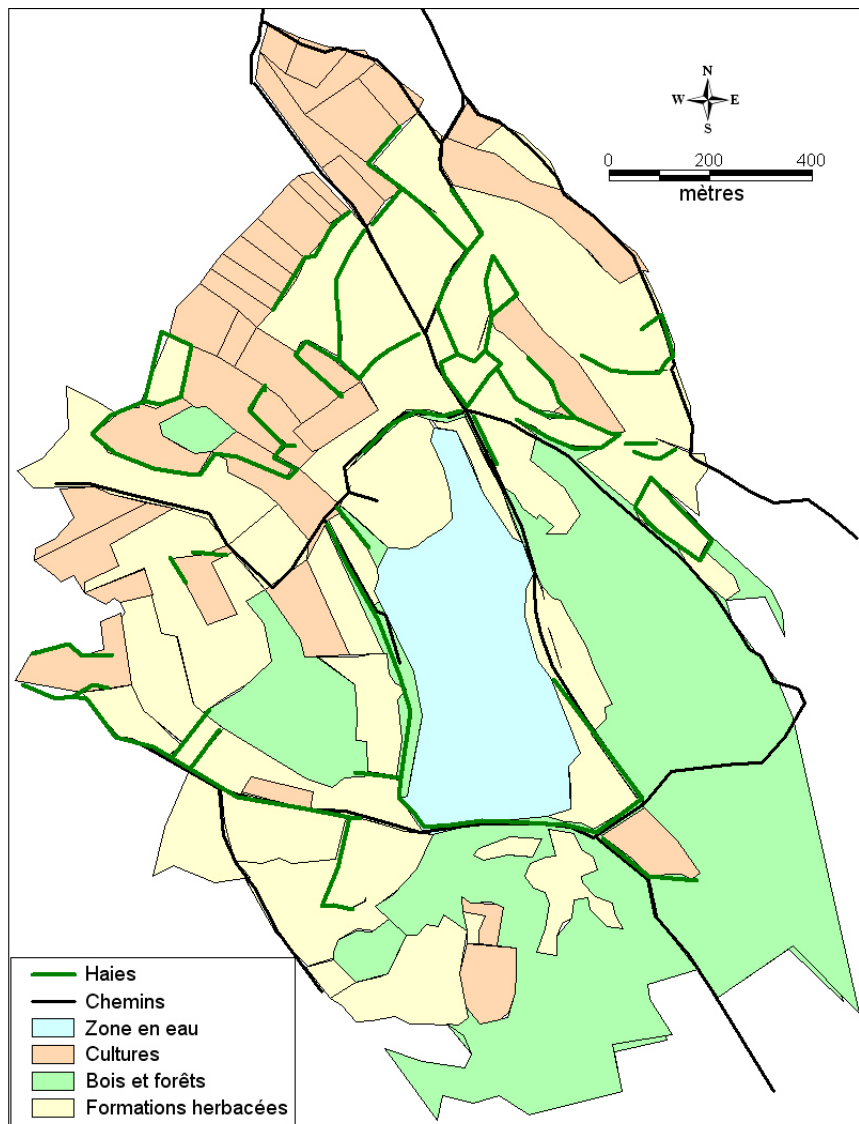


Figure 23. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1965.

En 1965, on constate que la zone sud, boisée, n'est pas favorable à la ponte. A l'est de l'étang on trouve deux parcelles en herbe pouvant être utilisées comme site de ponte. A l'ouest de l'étang, il existe une zone en herbe suffisante avant les zones boisées ou cultivées. Le nord de l'étang reste le plus favorable à la ponte, notamment le nord-est où le nombre de parcelles en herbe est important et continu.

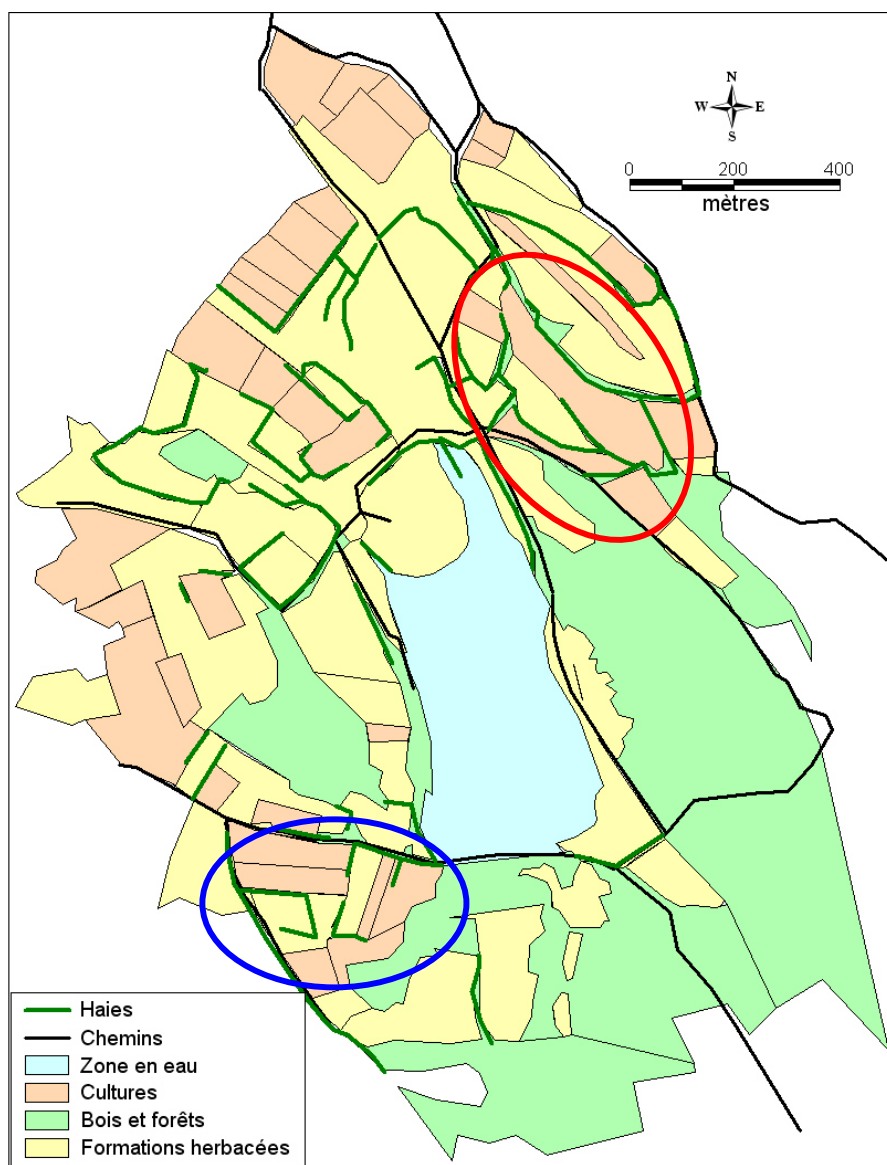
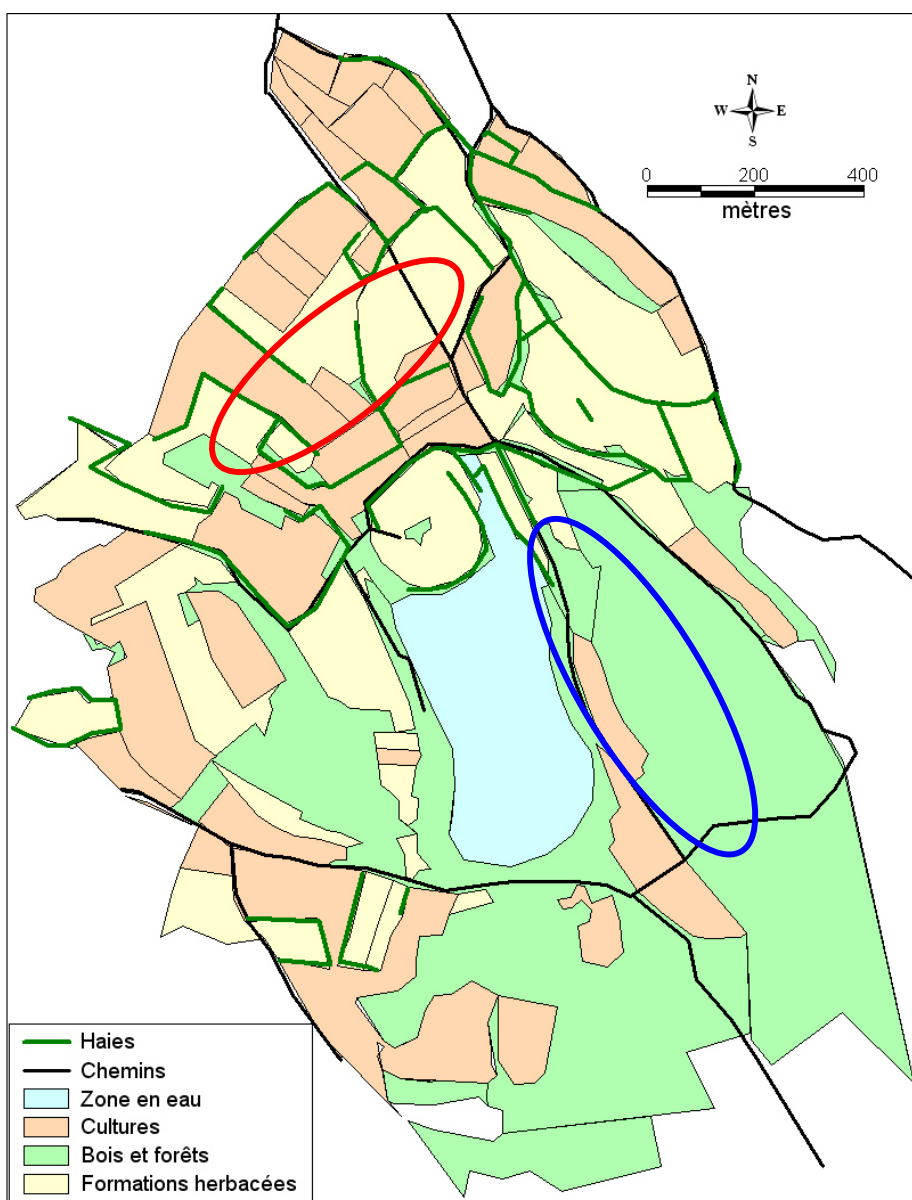


Figure 24. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1970.

On constate peu d'évolution entre 1965 et 1970. La zone sud-ouest (cercle bleu sur la fig. 24) est désormais cultivée. Au nord-est (cercle rouge sur la fig. 24) le nombre de parcelles cultivées augmente mais la disponibilité en site de ponte aux abords immédiats de l'étang est maintenue.



*Figure 25. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1981.*

Entre 1970 et 1981, on constate de très nombreux changements dans le paysage. A l'est (cercle bleu sur la fig. 25) et au nord (cercle rouge sur la fig. 25), les animaux ne disposent plus de zone favorable à la ponte. Les surfaces en herbe ont disparu au profit des surfaces cultivées, l'intensification agricole a débuté. Les zones ouest et nord-est restent les plus favorables.

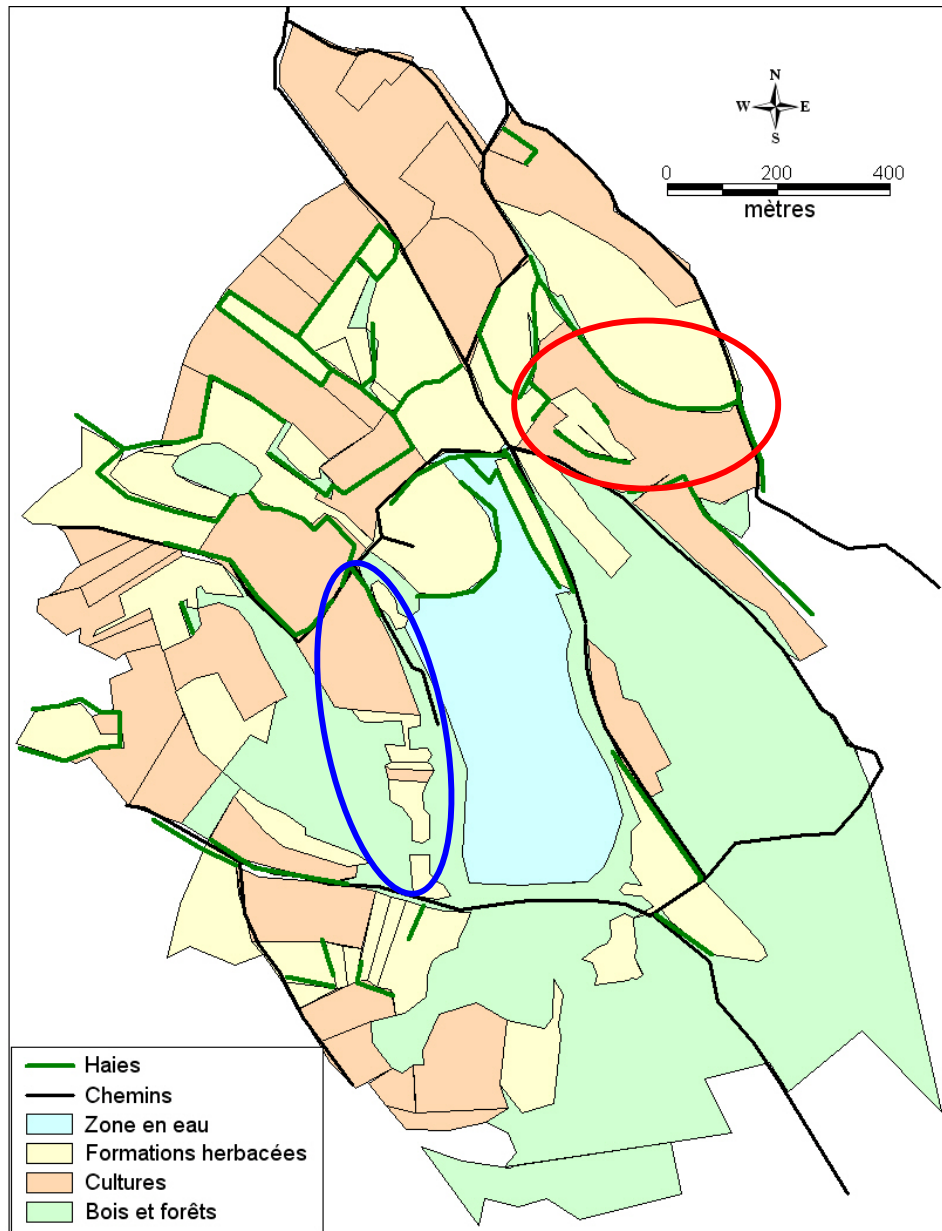
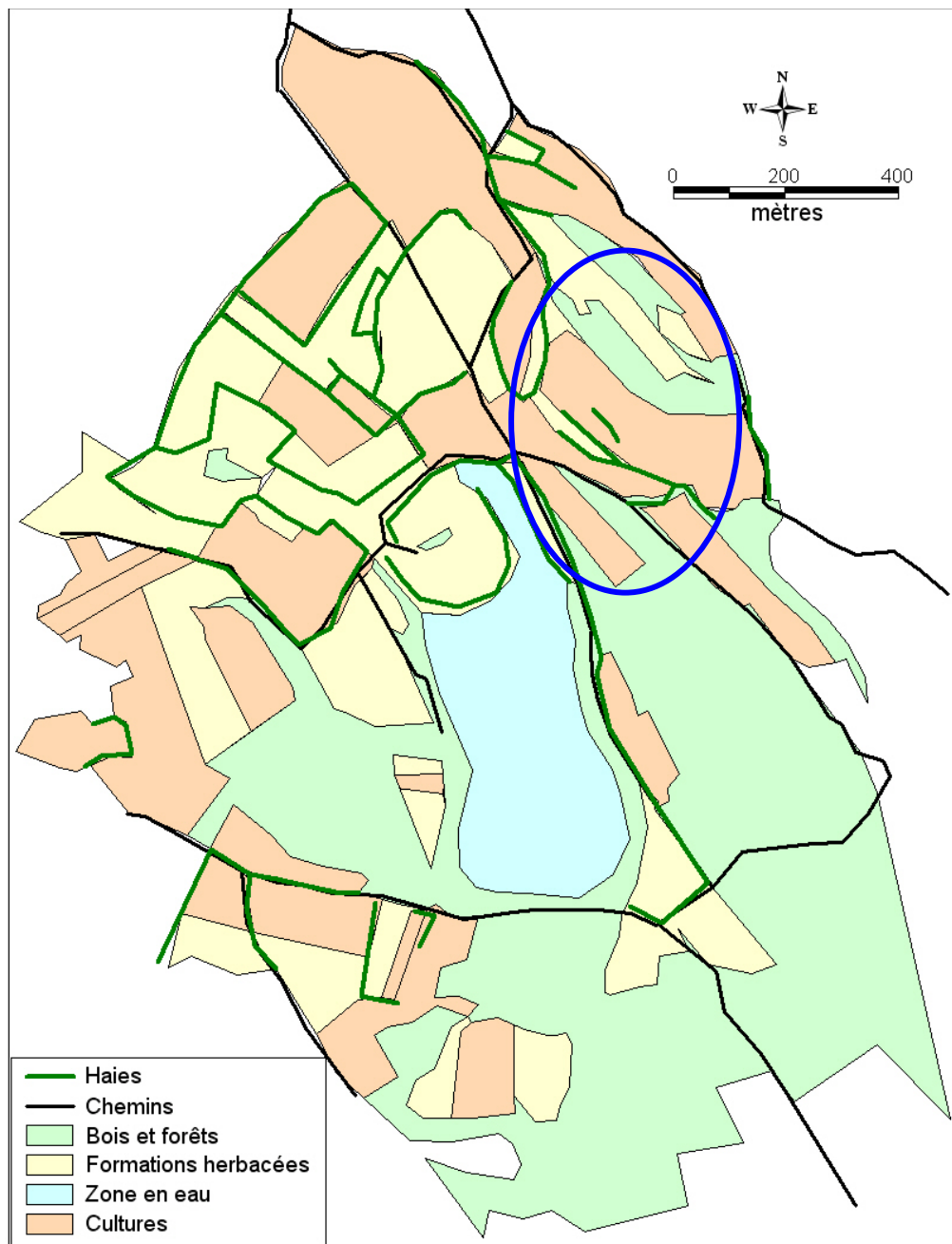


Figure 26. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1986.

En 1986, les zones favorables à l'ouest de l'étang ont quasiment toutes disparues, la surface en herbe devient très faible (cercle bleu sur fig. 26). Au nord-est une vaste surface en herbe disparaît aussi au profit de cultures (cercle rouge sur la fig. 26). Le sud-est de l'étang redevient favorable à la ponte.



*Figure 27. Cartographie de l'étang de Lemps d'après la photographie aérienne de l'I.G.N. de 1998.*

Entre 1986 et 1998, le principal changement concerne la zone nord-est (cercle bleu sur la fig. 27), jusqu'ici favorable à la ponte, elle est désormais cultivée et les boisements ont gagné beaucoup de terrain : il ne reste qu'une zone en herbe très mince située à plus de 400 mètres de l'étang !



Comme on peut le constater par l'approche cartographique, l'évolution du paysage et de l'utilisation des sols est permanente mais s'opère par paliers en réponse aux décisions prises en matière de politique agricole. La figure 28 permet de visualiser cette évolution.

Surfaces en hectares

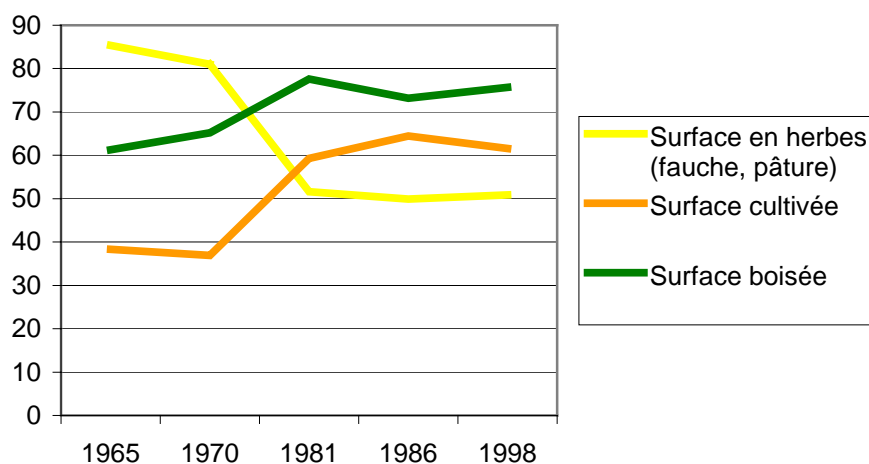


Figure 28. Evolution de l'occupation des sols à l'étang de Lemps de 1965 à 1998.

Sur le graphique nous constatons que 18% de surface en herbe, soit plus de 30 hectares sur une zone d'étude de moins de 185 hectares, ont disparu en 40 ans tandis que les surfaces cultivées augmentaient de 12% et les surfaces boisées de 8%. Les surfaces en herbe, autrefois prédominantes, sont aujourd'hui largement minoritaires.

Entre 1965 et 1970, la diminution des surfaces en herbes s'effectue au rythme de 0,9 hectares par an tandis que la superficie des surfaces cultivées reste stable.

Entre 1970 et 1981 le phénomène s'accélère nettement et connaît son plus fort taux de disparition de surfaces en herbe : -2,7 hectares par an! La disparition de ces zones de formations herbacées se fait pour les deux tiers au profit des zones de cultures. Le recul de l'élevage et l'utilisation du maïs-fourrage dans l'alimentation des troupeaux peuvent expliquer cette forte accentuation du phénomène.

De 1981 à 1998, le paysage ne connaît plus de gros changements quant à l'utilisation des sols. Cependant on notera le phénomène préoccupant de fermeture des milieux qui s'opère sur l'ensemble du paysage analysé. Les surfaces boisées ont augmenté depuis 1945, hormis une petite régression en 1986. Les premiers milieux touchés sont les milieux difficiles d'accès ou peu productifs rapidement délaissés au profit de terrains plus avantageux. Les pelouses sèches sont concernées par cet abandon (mollard Marcolay, mollard des Fourches). Le boisement représente le stade ultime de l'évolution naturelle du paysage et a pour conséquence un appauvrissement de la biodiversité. Entretien autrefois par le pâturage, les pelouses sèches, qui abritent une grande variété d'orchidées mais sont aussi un lieu de prédilection pour l'herpétofaune et particulièrement pour la Cistude lors de la ponte, disparaissent avec les derniers troupeaux.

La localisation actuelle des sites de pont et les pontes en milieux atypiques à l'étang de Lemps peuvent s'expliquer par cette évolution du paysage entre 1965 et 1998.

Observons la disponibilité en sites de pont aux abords immédiats de l'étang au fil du temps (fig. 29).

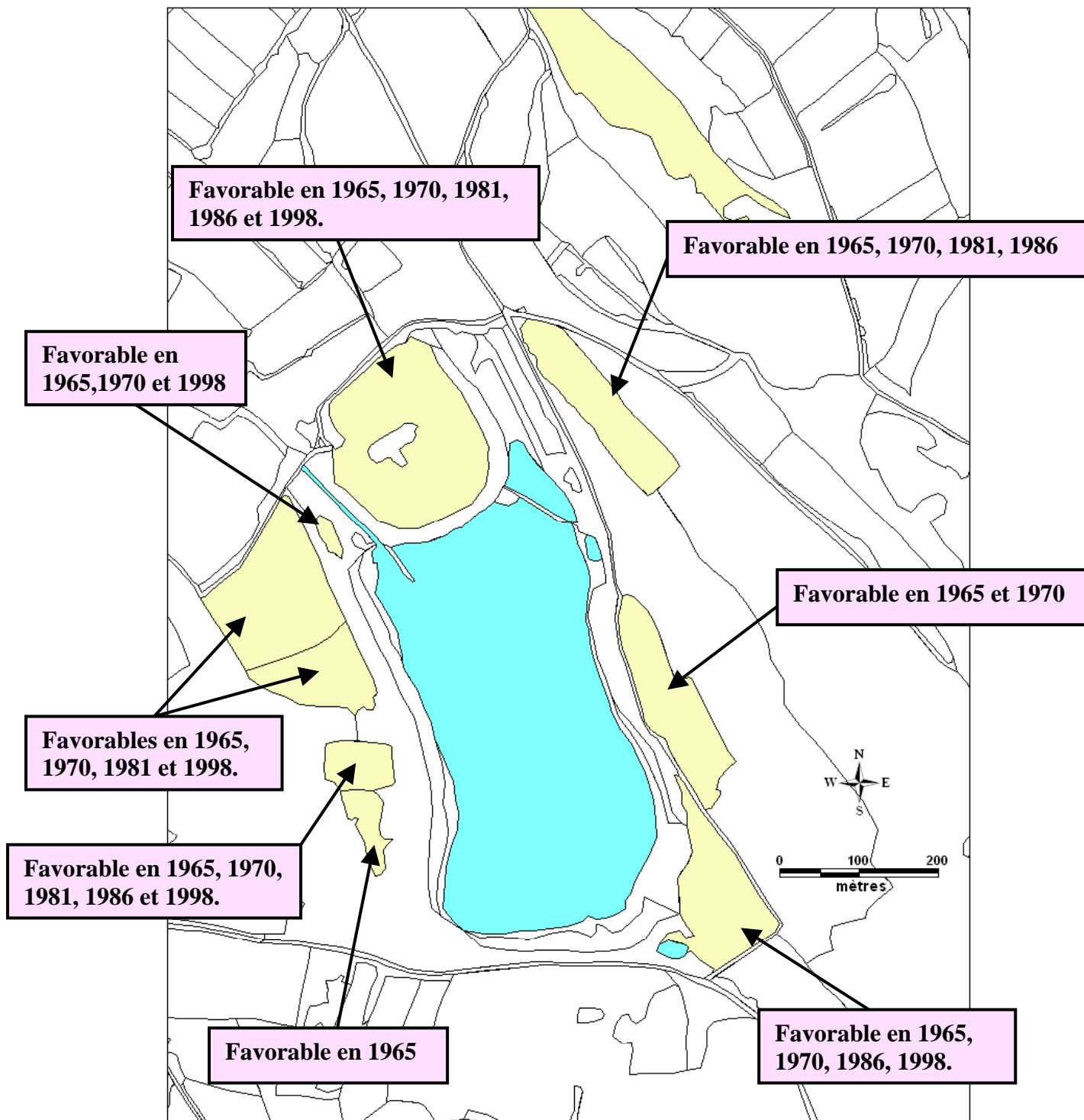


Figure 29. Disponibilité en site de pont aux abords de l'étang de Lemps entre 1965 et 1998.

Sur huit sites de ponte potentiels en 1965, il reste 5 sites en 1998 et 3 parmi ces 5 ont été défavorables au moins une fois entre 1965 et 1998. Deux sites n'avaient semble t'il jamais été affectés : la prairie au nord et une prairie à l'ouest, or la prairie au nord a été cultivée en 2002.

Le faible taux de fidélité des femelles au site de ponte peut s'expliquer par les fréquents changements observés dans la structure du paysage au cours des quarante dernières années. Il semblerait que les femelles ne retournent pas immédiatement sur un site qui redevient favorable à la ponte après une période de mise en culture. En résumé, le fort attachement des Cistudes à leur site de ponte n'est pas compatible avec les modifications perpétuelles du mode d'exploitation des parcelles entourant l'étang. L'adaptation est d'autant plus difficile que les animaux ne sortent de l'étang qu'au moment de la ponte. Ceci peut expliquer le nombre important d'individus qui effectuent plusieurs sorties sur tout le pourtour de l'étang, visitant parfois des champs cultivés, avant de trouver un site de ponte approprié.

La zone nord-est est longtemps restée la zone la moins touchée par les changements de paysage, avec la présence jusqu'en 1986 d'un site de ponte situé à moins de 50 mètres de l'étang. Après 1986, les femelles, ne trouvant plus la zone favorable située à 50 mètres, ont probablement poursuivi leur déplacement en ligne droite jusqu'à rencontrer un site favorable situé à 400 mètres de l'étang, expliquant ainsi que certaines femelles effectuent un déplacement aussi important alors qu'il existe d'autres sites favorables à la ponte plus proche de l'étang.

L'évolution du paysage en milieu anthropisé est le fruit de la politique agricole engagée. Les mesures prises laissent alors la place ou non à l'expression des phénomènes naturels. Le système de monoculture intensive sur des parcelles de plus en plus grandes a conduit à l'abandon d'un grand nombre de terrains non productifs, à l'arrachage de haies, à la disparition du pâturage. La fermeture des milieux et la diminution de la biodiversité en sont les conséquences directes.

A l'étang de Lemps, le phénomène de disparition des surfaces en herbe est particulièrement préoccupant pour la Cistude dont les sites de ponte se trouvent désormais éloignés de l'étang et de moins en moins favorables au développement des jeunes (augmentation de la couverture végétale par densification des ligneux). Des mesures de gestion visant à améliorer la qualité des sites existants, à rétablir la connectivité entre l'étang et les sites de ponte éloignés et à créer des sites de ponte artificiels ont été inscrites lors de la révision du plan de gestion de l'étang.

# **Chapitre V : Hivernation**

## 17. Introduction :

En région tempérée, l'hivernation occupe une place importante dans le cycle de vie des reptiles. En effet, selon le lieu et l'espèce, l'activité s'interrompt durant trois à neuf mois. La plupart des reptiles hivernent entre 1 et 15°C, le plus souvent entre 4 et 6°C, mais le degré de torpeur et les caractéristiques physiologiques au cours de l'hivernation varient fortement (Heatwole et Taylor, 1987). Ceci présente de fortes implications sur les plans physiologiques, biologiques et écologiques. Cette léthargie hivernale procure aux reptiles un avantage non négligeable par rapport aux oiseaux ou aux mammifères chez qui elle est moins développée : elle élimine la contrainte alimentaire au cours d'une période défavorable. Cependant la survie au cours de l'hiver est soumise à l'utilisation d'un refuge limitant les risques de prédation et offrant des conditions thermiques stables. Les températures minimales létales que peuvent supporter les reptiles sont très variables d'une espèce à l'autre et d'une région à l'autre, mais ils sont capables d'élaborer des stratégies comportementales visant à minimiser l'impact des basses températures et les risques qu'elles représentent sur leurs organismes : creusement de terriers, regroupement d'individus, enfouissement et mouvements verticaux dans la vase. C'est cet aspect de l'hivernation qui nous a intéressés au cours de cette étude.

Plusieurs questions se posaient concernant le choix des sites et leurs caractéristiques, la fidélité à ces sites, la durée de l'hivernation et l'évaluation des mouvements au cours de cette phase de vie ralentie.

Les recherches bibliographiques effectuées ont permis de récolter des informations sur différentes espèces de tortues d'eau douce mais très peu sur la Cistude. Chez *Chelydra serpentina* l'entrée en hivernation a été observée de septembre à octobre (Brown et Brooks, 1994) tandis qu'elle a lieu d'octobre à novembre chez *Trionyx spiniferus* (Plummer et Burnley, 1997). Beaucoup de tortues d'eau douce migrent sur des distances significatives pour hiverner (Gibbons *et al.*, 1990). Des déplacements supérieurs à un kilomètre ont été mis en évidence chez *Chelydra serpentina* (Brown et Brooks, 1994) et chez *Clemmys guttata* (Lewis et Ritzenhaller, 1997), rendant ainsi distincts un domaine vital estival et un domaine vital hivernal. D'après Plummer et Burnley (1997), ceci ne s'observe pas chez *Trionyx spiniferus*. Le milieu choisi pour l'hivernation est généralement un milieu fermé, proche de la rive, mais où la hauteur d'eau ne semble pas déterminante contrairement à la présence d'une couche de vase (Ernst *et al.*, 1989 ; Meeks et Ultsch, 1990 ; Brown et Brooks, 1994 ; Lewis et Ritzenhaller, 1997 ; Piegras *et al.*, 1998). Des déplacements sont possibles au cours de l'hivernation (Gibbons, 1967 ; Schubauer et Parmentier, 1981 ; Lewis et Ritzenhaller, 1997 ; Meeks et Ultsch, 1990 ; Plummer et Burnley, 1997). Des phénomènes de regroupement au cours de l'hiver s'observent chez *Clemmys muhlenbergii* (Ernst *et al.*, 1989), *Chelydra serpentina* (Meeks et Ultsch, 1990 ; Brown et Brooks, 1994) et chez *Clemmys guttata* (Lewis et Ritzenhaller, 1997).

Chez la Cistude, l'entrée en hivernation a été observée du mois de septembre au mois de novembre selon les conditions météorologiques (Rollinat, 1980 ; Dall'Antonia *et al.*, 2001). L'hivernation se déroule parfois loin du milieu de vie estival (Parde *et al.*, 1999). Les sites d'hivernation mis en évidence sont en grande partie encombrés par la végétation : bois mort, plantes aquatiques, accumulation de feuilles et se situent dans les roseaux et les fourrés de saules où l'eau est peu profonde (Schneeweiss *et al.*, 1999 ; Parde *et al.*, 1999). L'hivernation semble parfois s'accompagner de courts déplacements dans l'eau (Dall'Antonia *et al.*, 2001 ; Naulleau, 1991) et sur le sol (Prade *et al.*, 1999 ; Naulleau, 1991). En captivité, Rollinat (1934) observait une certaine fidélité des individus à leur lieu d'hivernation.

Au cours de cette étude, nous avons voulu mettre en lumière le comportement d'hivernation et ses implications sur la conservation de l'espèce. Pour cela nous avons choisi

d'étudier la durée du cycle d'inactivité et les facteurs physiques qui la conditionnent. Ensuite, au vu des données bibliographiques, nous nous sommes interrogés sur les déplacements précédant l'hivernation, sur le choix des sites et leurs caractéristiques, sur la possibilité d'un regroupement d'individus, sur la fidélité inter annuelle des animaux et sur les possibilités de déplacement au cours de l'hiver.

## 18. Définition de l'hivernation :

L'hivernation s'accompagne de changements importants chez l'individu : diminution de la température corporelle et cessation de l'alimentation, qui ont pour conséquence une baisse du métabolisme et une mobilité réduite. La mobilité étant le facteur le plus facilement quantifiable, nous avons opté pour une définition de l'hivernation en fonction de la mobilité des individus. Pour cela nous avons observé les graphiques des distances entre deux localisations et distances à la zone d'hivernation (barycentre des positions pour lesquelles les mouvements effectués entre chaque localisation sont inférieurs à 10 mètres) des différents individus radiopistés. Tous ces graphiques présentent le même profil (Fig. 30).

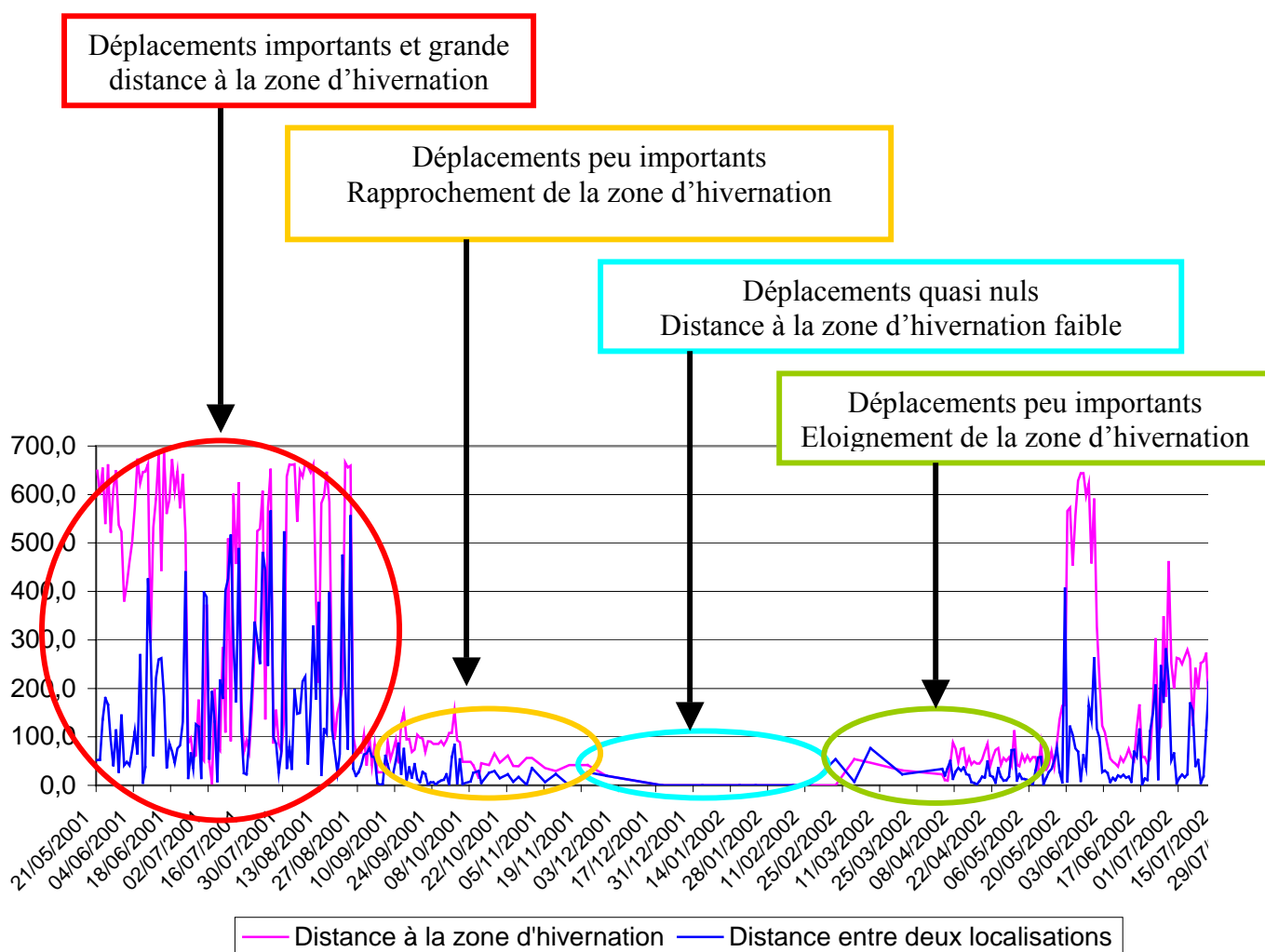
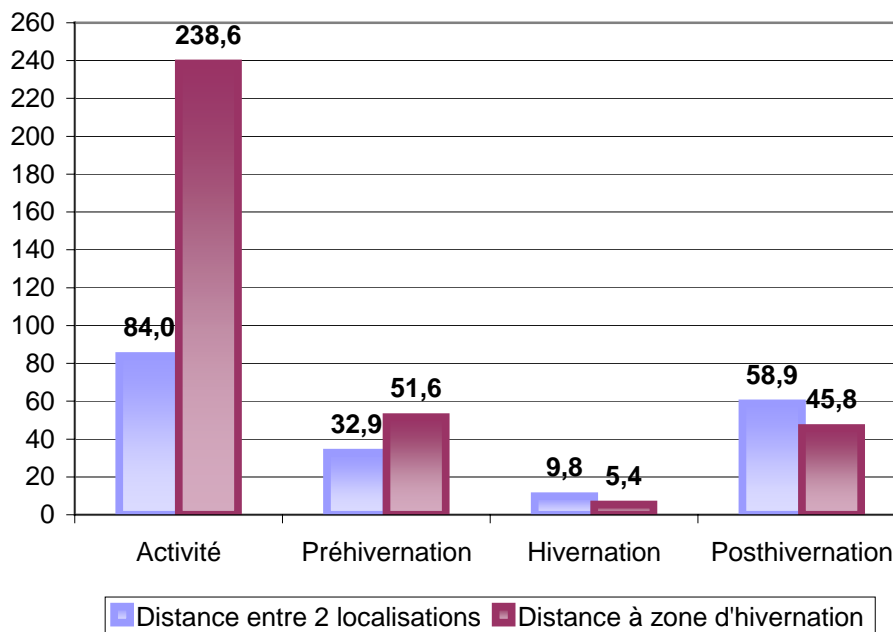


Figure 30. Profil d'un graphique représentant les distances entre deux localisations et distances à la zone d'hivernation d'un individu radiopisté (le pas de temps est quotidien de mai à septembre et hebdomadaire d'octobre à avril).

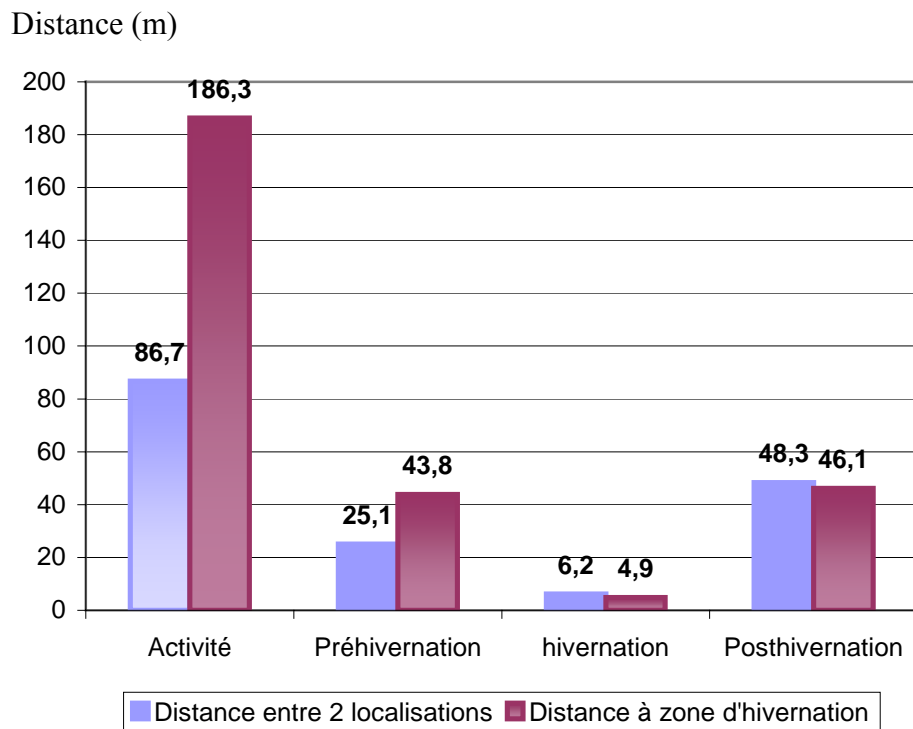
L'étude de ces graphiques et les observations réalisées sur le terrain nous ont ensuite permis de diviser l'activité saisonnière de la cistude en quatre phases. On considérera une première phase, que l'on qualifiera de « **phase active** », durant laquelle l'animal parcourt plus de 50 mètres en moyenne entre chaque localisation quotidiennes **et** se trouve à plus de 60 mètres de sa zone d'hivernation, une seconde, dite phase de « **préhivernation** », où l'on peut observer des distances entre deux localisations hebdomadaires comprises entre 10 et 50 mètres **et** une distance à la zone d'hivernation inférieure à 60 mètres, une troisième, dite phase d'**hivernation**, durant laquelle les animaux ont des déplacements hebdomadaires inférieurs à 10 mètres entre deux observations dont les points obtenus successivement constituent la « zone d'hivernation » et enfin une période de « **posthivernation** » pendant laquelle les animaux effectuent des déplacements hebdomadaires de plus de 10 mètres **et** sont toujours dans un périmètre de 50 mètres autour de leur zone d'hivernation. La « préhivernation », l'« hivernation » et la « posthivernation » constituent dans ce qui suit la phase inactive par opposition à la phase active (fig. 31 et 32).

Distance (m)



*Figure 31. Distances moyennes entre chaque localisation et distances à la zone d'hivernation pour l'ensemble des individus pistés aux étangs de La Serre au cours des années 2001/2002 et 2002/2003 (pas de temps quotidien d'avril à septembre et hebdomadaire d'octobre à mars).*





*Figure 32. Distances moyennes entre chaque localisation et distances à la zone d'hivernation pour l'ensemble des individus pistés à l'étang de Lemps au cours des années 2001/2002 et 2002/2003 (pas de temps quotidien d'avril à septembre et hebdomadaire d'octobre à mars).*

## 19. Dates et durées des différentes phases de la période d'inactivité :

La phénologie des distances parcourues nous permet de définir les **dates moyennes** de début et de fin, ainsi que la **durée moyenne**, de chaque phase du cycle annuel, **calculées sur l'ensemble des individus radiopistés** (Tableaux 13 à 24).

Le test statistique de Mann-Withney utilisé pour l'interprétation des résultats est très souvent non significatif malgré des différences importantes dans les résultats obtenus, ceci s'explique par la taille trop réduite de nos échantillons et l'importance des variations obtenues.

### 19.1. Comparaison mâles/femelles :

#### ➤ Année 2001/2002 :

*Tableau 13. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).*

	Préhibernation		Hivernation		Posthibernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Mâles</b>	06/10	44,7	18/11	112,2	11/03	33,4	13/04	190,3
<b>Femelles</b>	13/10	39,5	21/11	96,6	25/02	42,5	07/04	178,6

A l'étang de Lemps, il existe une différence significative entre les mâles et les femelles pour l'entrée en posthibernation (N=20, U=22, p=0.039) et pour la durée de l'hivernation (N=20, U=23, p=0.049) au cours de l'année 2001/2002. Les mâles commencent la posthibernation plus tard et hivernent plus longtemps que les femelles.

*Tableau 14. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).*

	Préhibernation		Hivernation		Posthibernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Mâles</b>	15/09	66,9	28/11	116,5	18/03	16,7	02/04	200,1
<b>Femelles</b>	23/09	51	12/11	125,4	14/03	30,9	18/04	207,3

Aux étangs de La Serre il existe une différence significative pour la durée de préhivernation (N=16, U=11, p=0,0312) et une différence très significative pour l'entrée en activité (N=16, U=7, p=0.0099) entre les mâles et les femelles au cours de l'année 2001/2002. Les mâles ont une durée de préhivernation plus longue et entrent plus précocement en activité.

➤ **Année 2002/2003 :**

*Tableau 15. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2002/2003.*

	Préhivernation		Hivernation		Posthivernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Mâles</b>	01/10	67,5	07/12	59,2	03/02	44,5	19/03	171,2
<b>Femelles</b>	18/10	62,6	19/12	57,6	11/02	36,7	19/03	156,9

Il n'existe aucune différence significative pour les dates d'entrée et les durées des différentes phases d'inactivité entre les individus des deux sexes à l'étang de Lemps pour l'année 2002/2003.

*Tableau 16. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les mâles et les femelles aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2002/2003.*

	Préhivernation		Hivernation		Posthivernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Mâles</b>	16/10	62,5	17/12	59,2	14/02	25,8	12/03	147,5
<b>Femelles</b>	13/10	62,8	12/12	63,4	14/02	30,7	16/03	159,9

Il n'existe aucune différence significative pour les dates d'entrée et les durées des différentes phases d'inactivité entre les individus des deux sexes aux étangs de La Serre pour l'année 2002/2003.

➤ **Synthèse des résultats obtenus lors de la comparaison entre mâles et femelles :**

- Les résultats obtenus au cours des deux années sur les deux étangs ne montrent pas de relation évidente entre la durée des différentes phases d'inactivité et le sexe de l'individu.

## 19.2. Comparaison entre milieux d'hivernation :

Tous les animaux radiopistés ne passent pas l'hiver dans le même type d'habitat. Certains passent l'hiver dans des milieux très fermés : les saussaies marécageuses aux étangs de La Serre et les cariçaies à l'étang de Lemps. D'autres dans des milieux plus ouverts : les roselières par exemple, utilisées sur les deux étangs. Nous avons voulu tester l'influence d'un milieu fermé ou ouvert sur le déroulement de l'hivernation.

### ➤ Année 2001/2002 :

Tableau 17. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la cariçaie et ceux hivernant dans la roselière à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).

	Préhivernation		Hivernation		Posthivernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Cariçaie</b>	29/09	51,1	18/11	109,6	07/03	51,4	27/04	212,1
<b>Roselière</b>	13/10	37,2	21/11	101,6	02/03	30,9	01/04	169,7

A l'étang de Lemps, on constate une différence significative entre les individus passant l'hiver dans une cariçaie et ceux passant l'hiver dans une roselière pour l'entrée en activité (N=20, U=18, p=0.0323) et la durée totale de la phase d'inactivité (N=20, U=20, p=0.0456) au cours de l'année 2001/2002. Les individus passant l'hiver dans la roselière entrent en activité plus précocement que les individus passant l'hiver dans la saussaie marécageuse et ont une durée d'inactivité plus courte.

Tableau 18. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la saussaie et ceux hivernant dans d'autres types de milieu aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).

	Préhivernation		Hivernation		Posthivernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Saussaie marécageuse</b>	15/09	64,1	18/11	124,2	22/03	19,6	04/04	207,9
<b>Roselière, berges</b>	01/10	43,5	13/11	111	04/03	36,5	04/04	191

Aux étangs de La Serre, durant l'année 2001/2002, il existe une différence significative pour l'entrée en posthivernation (N=16, U=6, p=0.033) entre les individus ayant hiverné dans la saussaie marécageuse et ceux ayant hiverné dans différents endroits de l'étang (roselière, berges,...). La posthivernation est plus précoce chez les individus passant l'hiver dans la roselière.

➤ **Année 2002/2003 :**

*Tableau 19. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la cariçaie et ceux hivernant dans la roselière à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2002/2003 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).*

	Préhivernation		Hivernation		Posthivernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Cariçaie</b>	04/10	55	28/11	65,6	03/02	46	20/02	166,6
<b>Roselière</b>	12/10	71,8	23/12	48,3	10/02	37,4	18/02	157,5

Il existe une différence significative concernant le début de l'hivernation (N=15, U=7,5, p=0,0247) ainsi qu'une différence peu significative pour la durée d'hivernation (N=15, U=24,5, p=0,08670) entre les individus hivernant dans la cariçaie et ceux hivernant dans la roselière au cours de l'hiver 2002/2003 à l'étang de Lemps. L'hivernation commence plus tard chez les individus passant l'hiver dans la roselière et sa durée est plus longue que pour les individus passant l'hiver dans la cariçaie.

*Tableau 20. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus hivernant dans la saussaie et ceux hivernant dans d'autres types de milieu aux Etangs de La Serre au cours de l'hiver 2002/2003.*

	Préhivernation		Hivernation		Posthivernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>Saussaie marécageuse</b>	14/10	67,9	20/12	57,9	16/02	28,3	16/03	154,1
<b>Roselière, berges</b>	12/10	45,3	27/11	73,3	09/02	30	10/03	148,6

Il n'existe aucune différence significative pour les dates d'entrée et les durées des différentes phases d'inactivité entre les individus hivernant dans la cariçaie et ceux hivernant dans le reste de l'étang aux étangs de La Serre pour l'année 2002/2003.

➤ **Synthèse des résultats obtenus lors de la comparaison entre milieux :**

- Les résultats obtenus ne montrent pas de relation évidente entre la durée des différentes phases d'inactivité et le type de milieu choisi pour l'hivernation.

### 19.3. Comparaison inter étang :

➤ **Année 2001/2002 :**

*Tableau 21. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'activité chez les individus pistés aux Etangs de La Serre et à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2001/2002 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).*

	Préhibernation		Hivernation		Posthibernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>La Serre</b>	19/09	58,9	16/11	120,9	17/03	23,8	10/04	203,6
<b>Lemps</b>	09/10	42,1	20/11	104,4	04/03	38,1	10/04	184,6

Il existe une différence significative pour la durée de préhibernation (N=36, U=95, p=0.0177), pour la durée de l'hivernation (N=36, U=95.5, p=0.0415), ainsi qu'une différence faiblement significative pour la durée totale de la phase d'inactivité (N=36, U=107.5, p=0.0972) entre les populations des étangs de La Serre et de l'étang de Lemps. Les individus des étangs de La Serre ont une durée de préhibernation, d'hivernation et d'inactivité plus longue que ceux de l'étang de Lemps.

➤ **Année 2002/2003 :**

*Tableau 22. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'activité chez les individus pistés aux Etangs de La Serre et à l'étang de Lemps au cours de l'hiver 2002/2003 (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).*

	Préhibernation		Hivernation		Posthibernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>La Serre</b>	14/10	62,7	14/12	61,5	15/02	28,7	14/03	152,9
<b>Lemps</b>	09/10	65,1	13/12	58,5	07/02	40,9	19/03	164,5

Il existe une différence peu significative concernant l'entrée en préhibernation entre les deux étangs au cours de l'hiver 2002/2003 (N=29, U=66,5, p=0,0971) ainsi qu'une différence significative concernant l'entrée en posthibernation (N=29, U=59,5, p=0,0482).

On peut aussi noter une différence très significative sur la durée de posthibernation entre les deux étangs (N=29, U=26,5, p=0,0007) et sur la durée totale de la phase d'inactivité (N=29, U=42, p=0,0064). La préhibernation et la posthibernation sont plus tardives aux

étangs de La Serre. La durée de posthivernation et la durée totale de la phase d'inactivité sont plus courtes aux étangs de La Serre.

➤ **Synthèse des résultats obtenus lors de la comparaison entre étangs :**

- La spécificité du site d'étude semble être un facteur important pour la durée des différentes phases d'inactivité.

#### 19.4. Comparaison inter-annuelle :

➤ **Etang de La Serre**

*Tableau 23. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus pistés durant trois années consécutives aux étangs de La Serre (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).*

	Préhibernation		Hivernation		Posthibernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>2000/2001</b>	21/09	47,6	31/10	141,3	25/03	30,1	25/04	219
<b>2001/2002</b>	14/09	66,7	22/11	115,1	17/03	27,7	10/04	209,5
<b>2002/2003</b>	14/10	62,7	14/12	61,4	15/02	28,5	17/03	152,6

Entre les individus pistés au cours des années **2000/2001 et 2001/2002**, il existe une différence significative pour l'entrée en hivernation (N=16, U=7,5, p=0.0117), faiblement significative pour l'entrée en posthivernation (U=16, N=12, p=0.0721), significative pour la durée de préhibernation (N=16, U=10, p=0.0207) ainsi que pour la durée de l'hivernation (N=16, U=8, p=0.0205). L'hivernation est plus précoce en 2000/2001 qu'en 2001/2002 tandis que la posthivernation est plus tardive. La durée de la préhibernation en 2000/2001 est plus courte et la durée de l'hivernation est plus longue qu'en 2001/2002.

Il existe une différence très significative entre les dates d'entrée en préhibernation au cours des hivers **2001/2002 et 2002/2003** (N=30, U=21, p<0,0001), entre les dates d'entrée en hivernation (N=30, U=32, p<0,0001), entre les dates d'entrée en posthivernation (N=30, U=9, p<0,0001) ainsi que pour les dates d'entrée en activité (N=30, U=0, p<0,0001). Il existe également une différence très significative pour la durée de l'hivernation (N=30, U=3, p<0,0001) et pour la durée totale de la phase d'inactivité (N=30, U=4, p<0,0001). L'entrée en préhibernation et en hivernation sont plus précoces en 2001/2002 qu'en 2002/2003, l'entrée en posthivernation et l'entrée en activité plus tardives. La durée de l'hivernation et la durée de la phase d'inactivité sont plus longues en 2001/2002 qu'en 2002/2003.

Il existe une différence très significative entre les dates d'entrée en préhivernation au cours des hiver **2000/2001 et 2002/2003** (N=14, U=0, p=0,0003), entre les dates d'entrée en hivernation (N=14, U=0, p=0.0007), entre les dates d'entrée en posthivernation (N=14, U=0, p=0.0006) ainsi que pour les dates d'entrée en activité (N=30, U=0, p<0,0001). Il existe également une différence très significative pour la durée de l'hivernation entre les années 2000/2001 et 2002/2003 (N=14, U=0, p=0.0012) et pour la durée totale de la phase d'inactivité (N=14, U=0, p=0.0006). La préhivernation et l'hivernation sont plus précoces en 2000/2001 qu'en 2002/2003, tandis que l'entrée en posthivernation et l'entrée en activité sont plus tardives. La durée de l'hivernation et la durée totale de la phase d'inactivité sont plus longues en 2000/2001 qu'en 2002/2003.

➤ **Etang de Lempis**

*Tableau 24. Dates d'entrée et durées des différentes phases d'inactivité chez les individus pistés durant deux années consécutives à l'étang de Lempis (les cellules en jaunes indiquent une différence significative).*

	Préhivernation		Hivernation		Posthivernation		Inactivité	
	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Début	Durée (jours)	Fin	Durée (jours)
<b>2001/2002</b>	09/10	42,1	20/11	104,4	04/03	38,1	10/04	184,6
<b>2002/2003</b>	09/10	65,1	13/12	58,5	07/02	40,9	19/03	164,5

Il existe une différence très significative pour l'entrée en hivernation entre les deux années de suivi (N=35, U=18, p=0,0089), pour l'entrée en posthivernation (N=35, U=17, p<0,0001) ainsi que pour l'entrée en activité (N=35, U=72, p=0,0098).

Il existe également des différences très significatives concernant la durée de préhivernation (N=35, U=66, p=0,0054) et la durée d'hivernation (N=35, U=18, p<0,0001) entre les deux années de suivi. L'entrée en hivernation est plus précoce en 2001/2002 qu'en 2002/2003 tandis que l'entrée en posthivernation est plus tardive. Les durées de préhivernation et d'hivernation sont plus longues en 2001/2002.

➤ **Synthèse des résultats obtenus lors de la comparaison entre années de suivi :**

- Il existe un grand nombre de différences entre les durées des différentes phases d'inactivité selon les années de suivi.



## 19.5. Synthèse globale :

Si l'on calcule le nombre de différences significatives obtenues à l'intérieur de chaque tableau on obtient les résultats suivants :

Tableau 25. Nombre de différences significatives dans les différents tableaux de dates et durées d'inactivité.

		Nombre de différences significatives dans les tableaux
<b>Comparaison mâles et femelles</b>	Lemps-2001 (tableau 13)	<b>2</b>
	La Serre-2001 (tableau 14)	<b>2</b>
	Lemps-2002 (tableau 15)	<b>0</b>
	La Serre-2002 (tableau 16)	<b>0</b>
<b>Comparaison entre milieux d'hivernation</b>	Lemps-2001 (tableau 17)	<b>2</b>
	La Serre-2001 (tableau 18)	<b>1</b>
	Lemps-2002 (tableau 19)	<b>2</b>
	La Serre-2002 (tableau 20)	<b>0</b>
<b>Comparaison entre étangs</b>	Lemps/La Serre-2001 (tableau 21)	<b>3</b>
	Lemps/La Serre-2002 (tableau 22)	<b>4</b>
<b>Comparaison entre années</b>	2000-2001/2001-2002-La Serre (tableau 23)	<b>7</b>
	2001-2002/2002-2003-La Serre (tableau 23)	<b>5</b>
	2000-2001/2002-2003-La Serre (tableau 23)	<b>6</b>
	2001-2002/2002-2003-Lemps (tableau 24)	<b>6</b>

On note le plus grand nombre de différences significatives à l'intérieur des tableaux lorsque l'on compare les dates et les durées d'hivernation entre les **différentes années de suivi**. Le nombre de différences varie de 5 à 7, ce qui montre l'importance des facteurs météorologiques sur l'hivernation. Ensuite la comparaison entre les deux étangs fait ressortir l'importance de **la spécificité du site d'étude** avec de 3 à 4 différences par tableaux. Enfin les facteurs « sexe » et « milieu » semblent mineurs avec de 0 à 2 différences significatives par tableau et aucune similitude entre les résultats obtenus entre les différentes années et entre les différents étangs.

## 20. Influence des facteurs physiques :

### 20.1. Les facteurs climatiques :

- Conditions climatiques au cours de la période d'étude :

Il est important de comparer les températures moyennes de l'air enregistrées au cours des trois années d'études pour comprendre la variabilité dans la durée et le commencement de chaque phase du cycle annuel. La moyenne des températures sur les 30 dernières années est représentée à titre indicatif. En effet, dessinant une tendance générale, la normalité de cette courbe, due à un calcul de température moyenne sur une période relativement longue, ne doit pas faire oublier que les variations inter annuelles sont souvent très importantes.

Température (en °C)

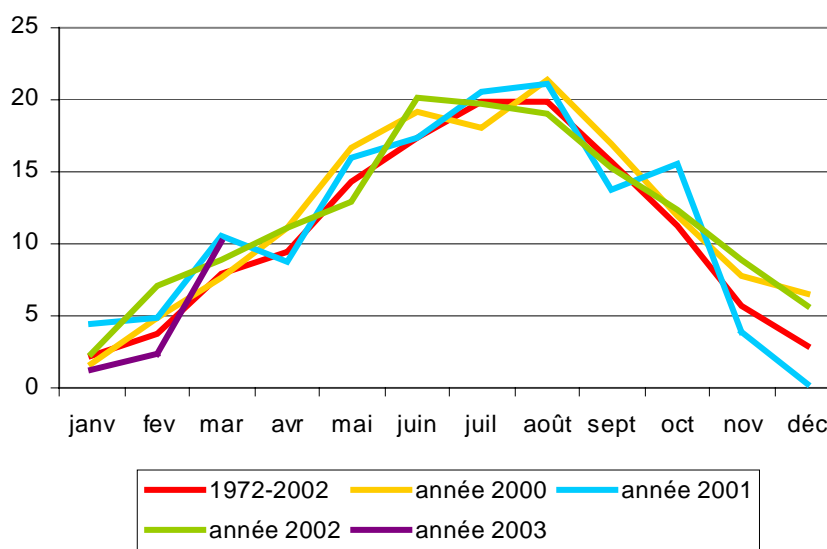


Figure 33. Températures moyennes mensuelles de l'air de 1972 à 2002 et durant les quatre années de suivi (Station de Boulieu).

Les événements climatiques marquants de la période d'étude sont :

- un hiver 2000/2001 doux,
- un mois d'avril 2001 très frais,
- un mois d'octobre 2001 particulièrement chaud,
- un mois de décembre 2001 très froid avec une période de gel importante et des étangs recouverts de plusieurs centimètres de glace (+ de 30 cm) du 19 décembre au 5 février,
- un mois de février 2002 chaud et ensoleillé,
- un été 2002 globalement frais et pluvieux,
- un automne 2002 très doux et pluvieux,
- un mois de janvier 2003 très froid,
- un printemps 2003 précoce et chaud.

➤ Relation entre la température de l'air et les déplacements :

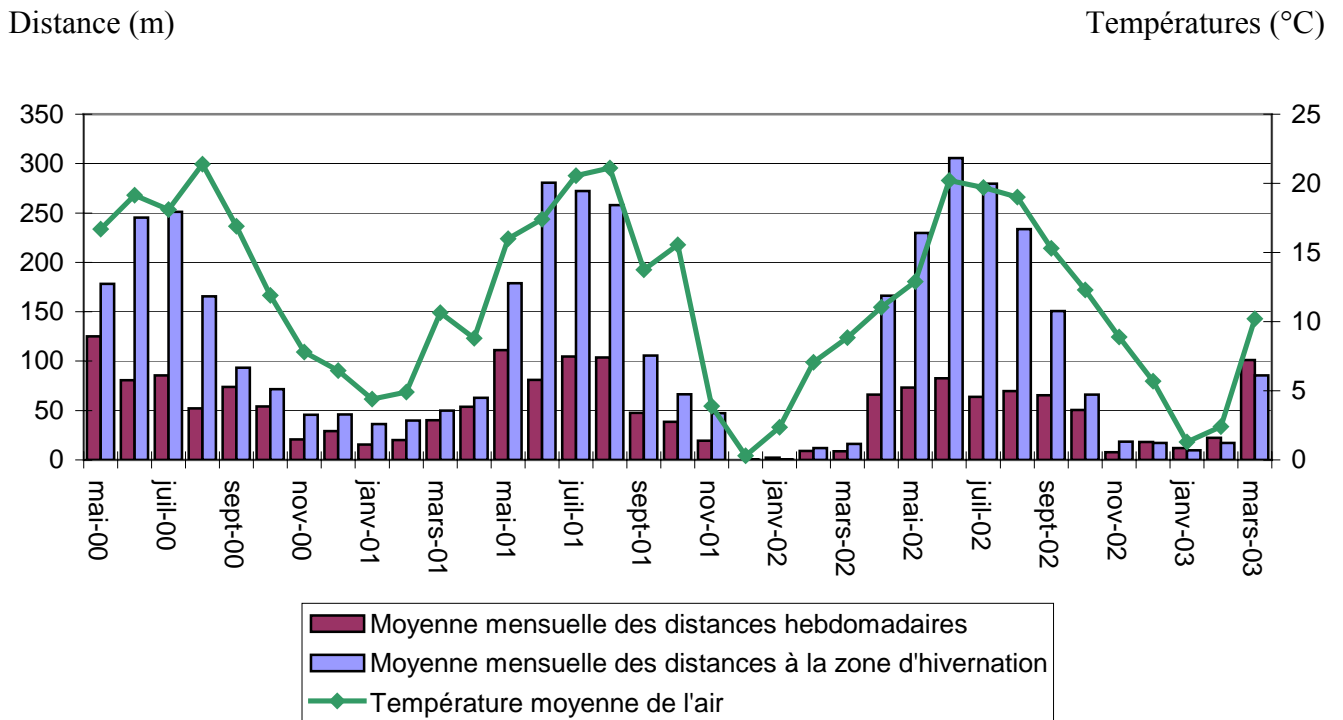


Figure 34. Comparaison des distances parcourues et des distances à la zone d'hivernation des individus radiopistés aux étangs de La Serre (moyennes mensuelles des valeurs hebdomadaires) avec la moyenne mensuelle de la température de l'air entre mai 2000 et mars 2003.

La distance moyenne mensuelle parcourue par les individus radiopistés est fortement corrélée à la moyenne mensuelle de la température de l'air (N=35,  $r=0,7985$ ,  $p<0,0001$ ).

La distance moyenne mensuelle des individus à la zone d'hivernation est fortement corrélée à la moyenne mensuelle de la température de l'air (N=35,  $r=0,8654$ ,  $p<0,0001$ ).

## 20.2. La température de l'eau :

- Comparaison de la température de l'eau des deux étangs étudiés :

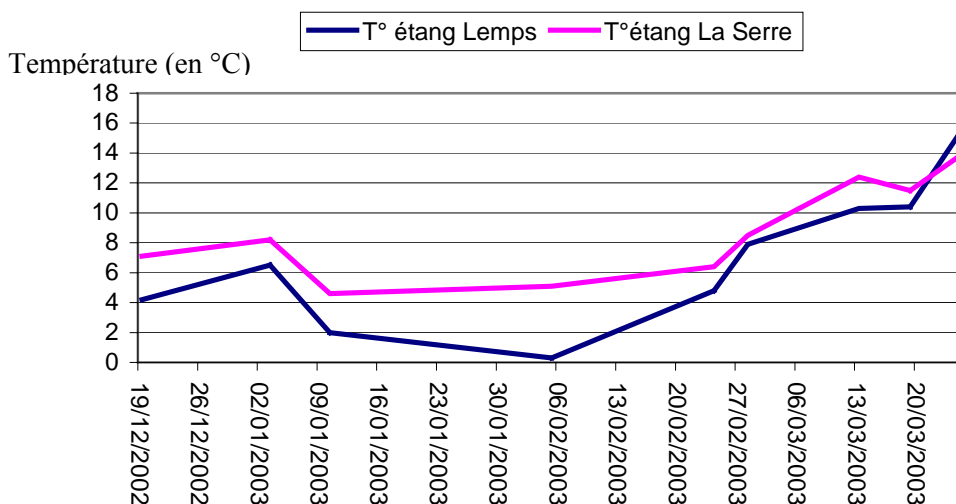


Figure 35. Températures de l'eau enregistrées à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre du 19/11/2002 au 14/04/03.

Statistiquement, il n'existe pas de différence significative pour la température de l'eau entre les deux étangs (N=18,  $p=0.3734$ , 16ddl), mais on observe que les étangs de La Serre présentent moins de variations de la température de l'eau au cours de l'hiver et des températures plus hautes.

- Relation entre la température de l'eau et les différentes phases du cycle annuel :

Le tableau ci-dessous compare les dates de commencement de différentes phases du cycle annuel avec la température de l'eau. La prise de données de température n'étant pas assez précise à l'étang de Lemps (ponctuelle) nous n'utiliserons que les données enregistrées aux étangs de La Serre (quotidiennes). Nous ne disposons pas des températures d'entrée en pré-hivernation.

Tableau 26. Températures de l'eau associées à trois des quatre phases de la période d'inactivité aux étangs de La Serre (moyenne et minima-maxima).

	Hivernation	Posthivernation	Activité
Mâles	8,3°C [7,5-9,1]	6,7°C [5,1-8]	8,6°C [8,5-9,2]
Femelles	8,2°C [6,9-9,7]	6,7°C [5-8]	9,2°C [8,5-10,5]
Population	8,2°C [6,9-9,7]	6,7°C [5-8]	8,9°C [8,5-10,5]

Il n'existe pas de différence significative entre les mâles et les femelles concernant la température d'entrée en hivernation (N=10, U=11,  $p=0,9141$ ), la température d'entrée en

posthivernation (N=13, U=17,5, p=0,7688) et la température de reprise d'activité (N=13, U=14, p=0,4174).

La reprise d'activité a lieu pour des températures inférieures (environ 2°C) à celle enregistrées lors de la cessation d'activité.

➤ Conditions de température lors des premières sorties :

L'observation des individus en insolation à la sortie d'hivernation permet d'obtenir des informations intéressantes quant à la relation entre activité des individus et température de l'eau.

*Tableau 27. Dates et températures de l'air et de l'eau enregistrées lors de l'observation d'individus en insolation au printemps 2003 à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre.*

<b>Dates</b>	24/02	28/02	17/03	21/03	25/03	31/03	07/04	11/04
<b>T°air (°C)</b>	12,4	14,6	13,4	12,0	17,3	21,1	11	10,7
<b>T°eau (°C)</b>	15,5	8,3	8,3	6,4	9,3	17,9	12,7	10,6

Des individus ont été observés en insolation dès le 24 février 2003, à proximité d'une zone en eau peu profonde où la température de l'eau était de 15,5°C. Puis, malgré une baisse des températures, l'insolation s'est poursuivie et, le 21 mars, des animaux ont pu être observés alors que la température de l'eau n'était que de 6,4°C.

## 21. Utilisation de l'espace au cours du cycle annuel :

Les domaines vitaux ont été estimés par la méthode non paramétrique de Kernel à l'aide du logiciel Range 6. Le pourcentage de localisations pris en compte dans le calcul est de 95%.

### 21.1. Etangs de La Serre :

#### 23.1.1. Surfaces des domaines vitaux :

Tableau 28. Surfaces en hectares des domaines vitaux estivaux et hivernaux des individus radiopistés au cours des trois années d'étude aux étangs de La Serre.

	Année 2000/2001		Année 2001/2002		Année 2002/2003	
	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
<b>2</b>			14,93	0,3	4,02	0,18
<b>4</b>	11,23	0,96	7,06	1,4	3,93	0,17
<b>5</b>			7,87	0,89	6,5	
<b>9</b>			15,99	0,43	42,24	0,11
<b>12</b>	6,90	1,47	8,77	1,09	2,88	0,31
<b>17</b>	14,23	1,67	16,69	0,45	2,94	0,26
<b>18</b>	1,91	0,06	1,3	0,3	1,25	0,53
<b>20</b>	7,01	1,27	7,03	0,9	4,08	0,13
<b>26</b>	12,64	2	12,94	1	6,22	0,02
<b>27</b>	3,66	1,29	3,89	0,95	2,97	
<b>30</b>	5,98	0,95	10,35	0,72	3,51	0,24
<b>59</b>			11,82	0,07	1,64	0,01
<b>65</b>			12,89	0,9	8,06	
<b>182</b>			6,72	0,96	8,98	0,08
<b>204</b>			8,83	0,91	6,65	0,19
<b>210</b>			10,48	1,06	9,03	0,31
<b>Moyenne</b>	<b>7,95</b>	<b>1,21</b>	<b>9,79</b>	<b>0,77</b>	<b>7,12</b>	<b>0,20</b>
<b>Ecart-type</b>	<b>4,36</b>	<b>0,58</b>	<b>4,41</b>	<b>0,36</b>	<b>9,71</b>	<b>0,14</b>
<b>Moyenne mâles</b>	<b>7,43</b>	<b>1,41</b>	<b>10,14</b>	<b>0,86</b>	<b>10,94</b>	<b>0,15</b>
<b>Ecart-type mâles</b>	<b>4,66</b>	<b>0,54</b>	<b>3,62</b>	<b>0,18</b>	<b>12,85</b>	<b>0,12</b>
<b>Moyenne femelles</b>	<b>8,26</b>	<b>1,09</b>	<b>9,43</b>	<b>0,68</b>	<b>3,30</b>	<b>0,22</b>
<b>Ecart-type femelles</b>	<b>4,70</b>	<b>0,63</b>	<b>5,13</b>	<b>0,46</b>	<b>1,67</b>	<b>0,15</b>

- Période d'activité :

La moyenne des **domaines vitaux estivaux** calculés au cours des trois années de suivi est de 8,26 hectares (1,25-42,24), mais leur taille varie entre les différentes années : 7,95 hectares en 2000, 9,79 hectares en 2001 et 7,12 hectares en 2002. Il n'existe pas de différence significative de la taille des domaines vitaux entre 2000 et 2001 ( $p=0,6454$ ,  $U=27$ ,  $N=16$ ), mais il existe une différence significative entre 2000 et 2002 ( $p=0,0281$ ,  $U=11$ ,  $N=16$ ) et très significatives entre 2001 et 2002 ( $p=0,0051$ ,  $U=55$ ,  $N=32$ ). La taille des domaines vitaux est

significativement plus faible en 2002 en raison des conditions météorologiques défavorables qui, comme nous l'avons montré au paragraphe 22.1, conditionnent l'amplitude des déplacements.

Pour les mâles la taille moyenne des domaines vitaux est de 9,50 hectares (2,97-42,24) et pour les femelles elle est de 6,99 hectares (1,25-16,69). La différence n'est pas statistiquement significative ( $p=0,1937$ ,  $U=131$ ,  $N=40$ ).

- Période d'inactivité :

**Au cours de l'hiver**, les domaines vitaux, calculés sur trois ans, sont en moyenne de 0,73 hectares (0,01-1,67). En 2000/2001 la taille moyenne est de 1,21 hectares, en 2001/2002 elle est de 0,77 hectares et en 2002/2003 elle est de 0,20 hectares. Il n'existe pas de différence significative entre la taille des domaines vitaux des hivers 2000/2001 et 2001/2002 ( $p=0,1151$ ,  $U=16,5$ ,  $N=16$ ). Il existe une différence très significative entre la taille des domaines vitaux au cours des hivers 2000/2001 et 2002/2003 ( $p=0,0093$ ,  $U=6$ ,  $N=15$ ) et extrêmement significative entre les hivers 2001/2002 et 2002/2003 ( $p<0,0001$ ,  $U=19$ ,  $N=29$ ). Les conditions météorologiques et la durée de l'hiver conditionnent fortement la taille des domaines vitaux en période d'inactivité.

Les femelles ont un domaine vital hivernal de 0,66 hectares (0,01-1,67) et les mâles de 0,81 hectares (0,02-1,29), la différence n'est pas significative ( $p=0,4247$ ,  $U=148,5$ ,  $N=38$ ).

#### 21.1.2. **Localisations des domaines vitaux estivaux et hivernaux :**

Les cartes ci-après représentent schématiquement l'utilisation de l'espace au cours d'une année complète de suivi télémétrique. Nous avons choisi de représenter l'année 2001 qui comptait le plus grand nombre d'individus suivis. L'hypothèse de la similitude entre les trois années de suivi est testée au paragraphe 23.1.5.

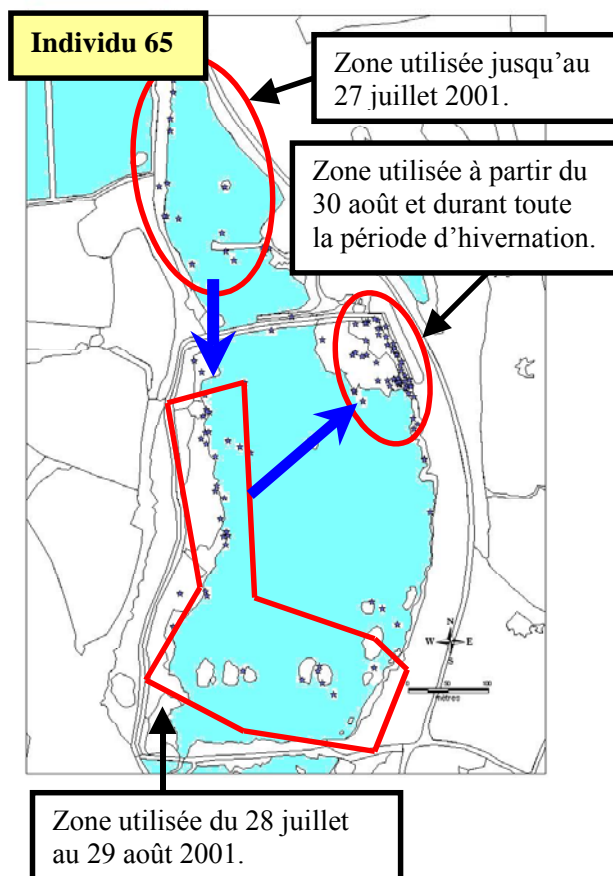
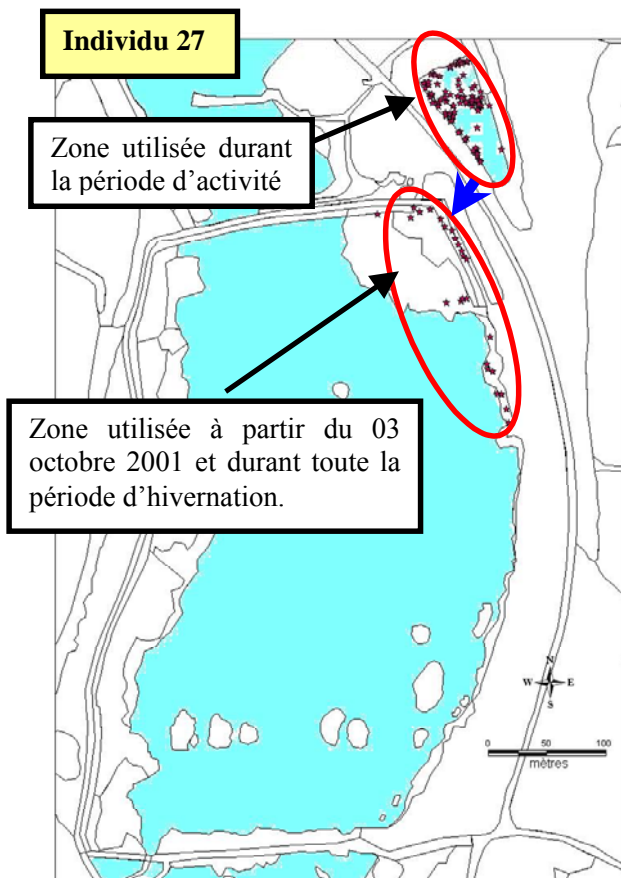
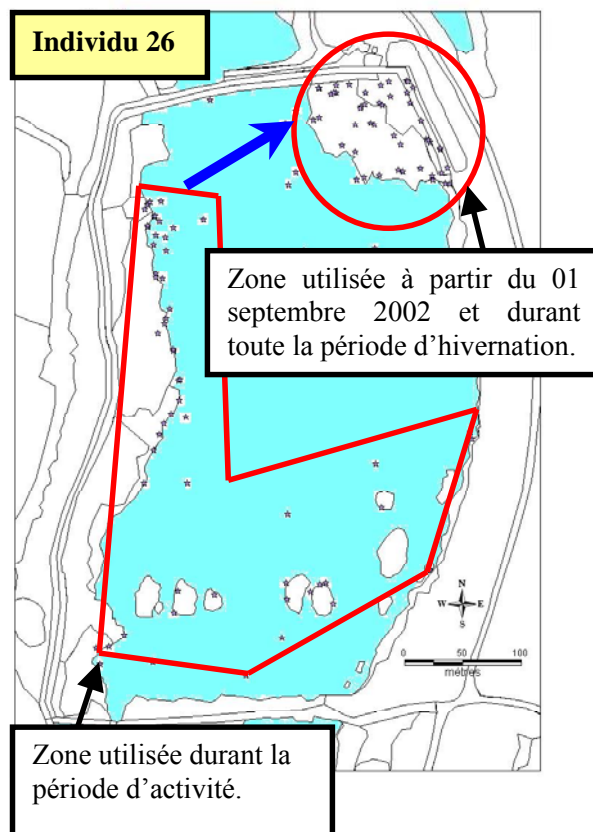
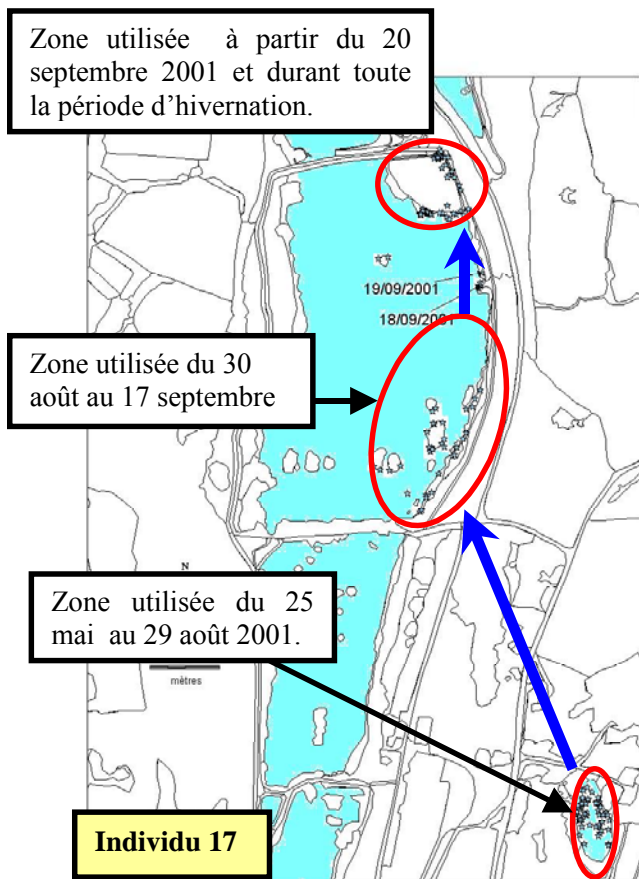


Figure 36. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 17, 26, 27 et 65 au cours de l'année 2001/2002.



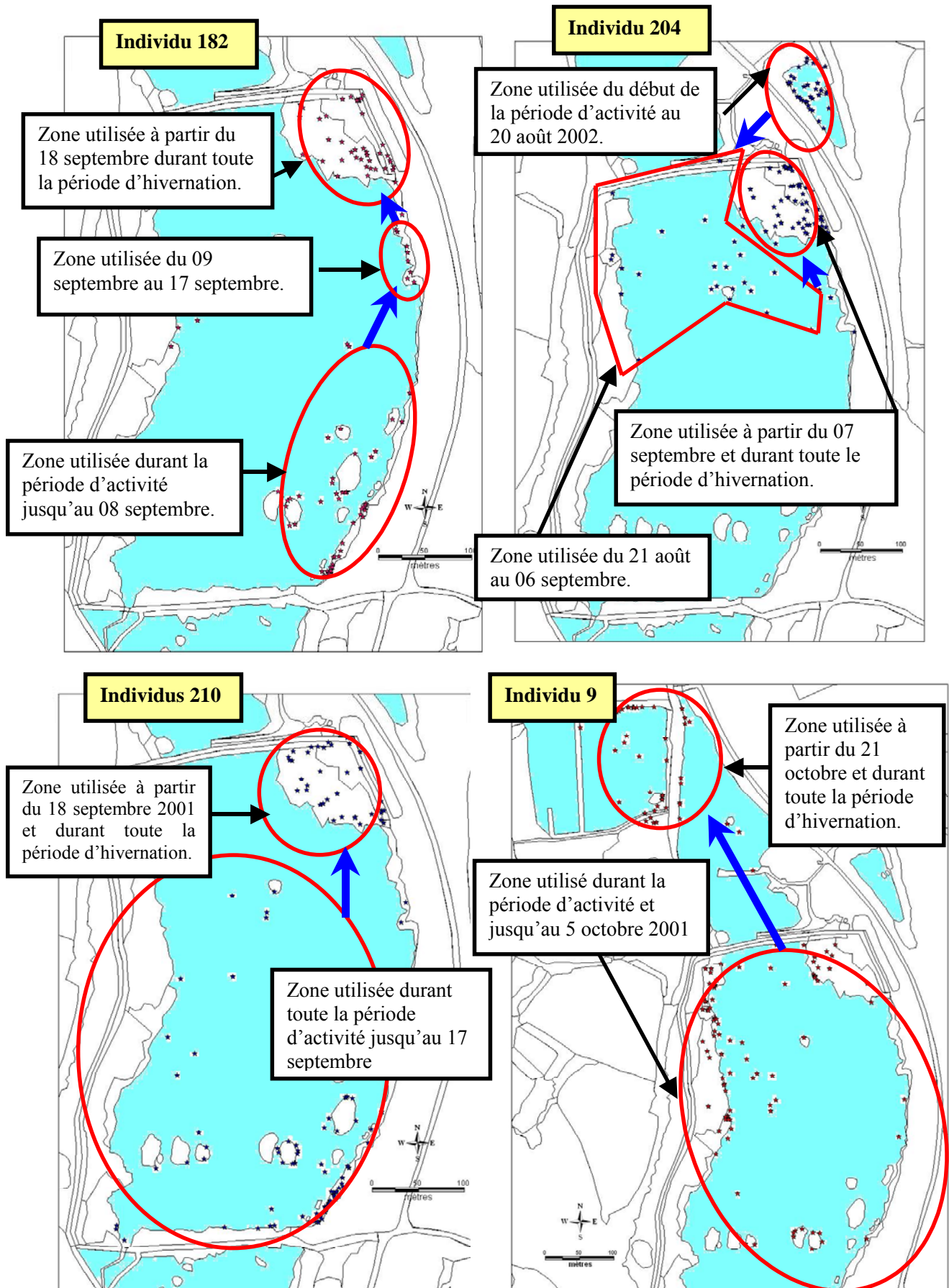


Figure 37. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 182, 204, 210 et 9 au cours de l'année 2001/2002.

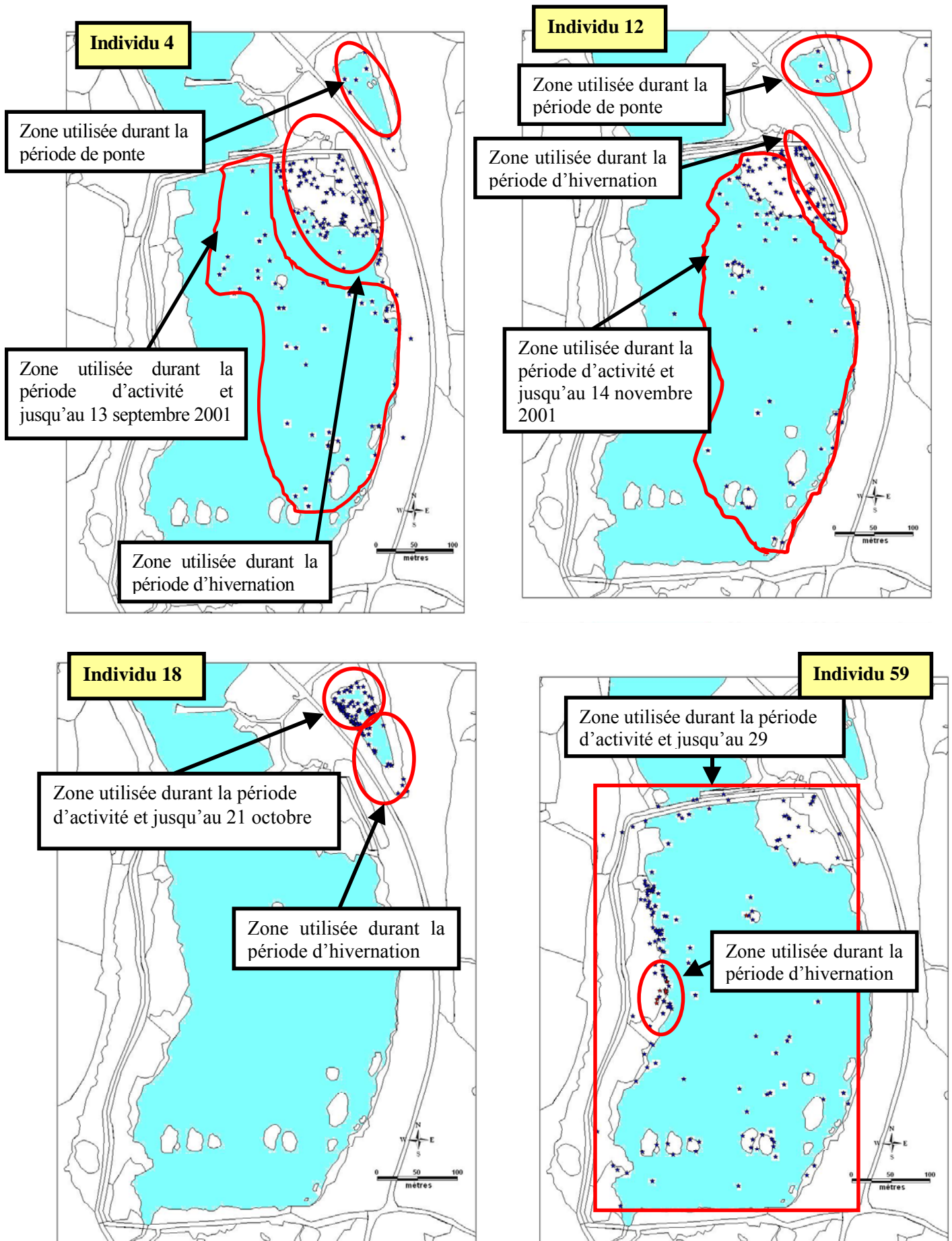


Figure 38. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 4, 12, 18 et 59 au cours de l'année 2001/2002.

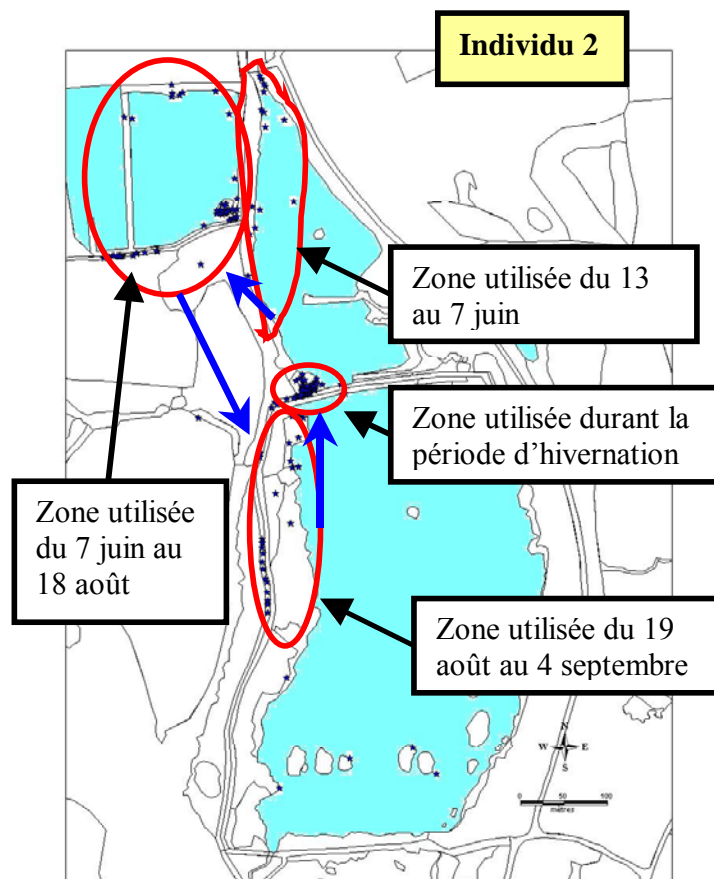
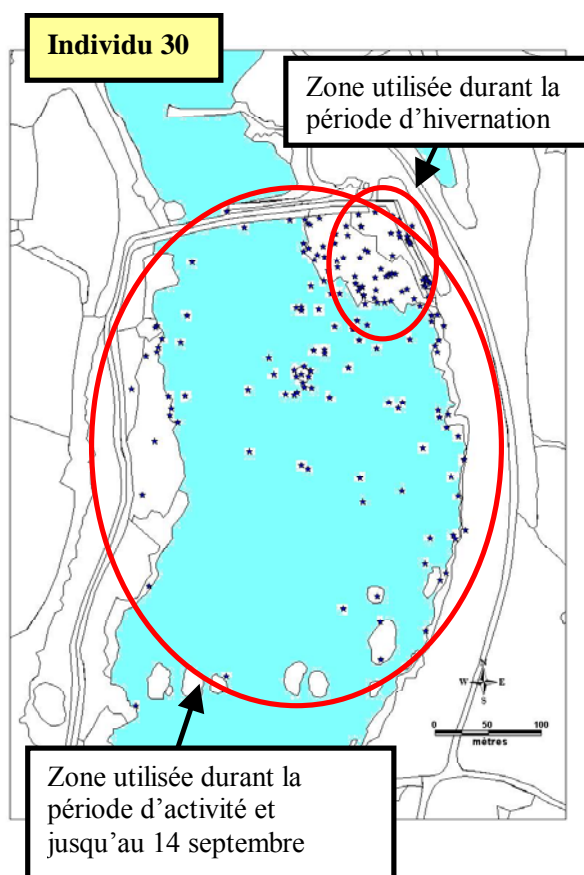
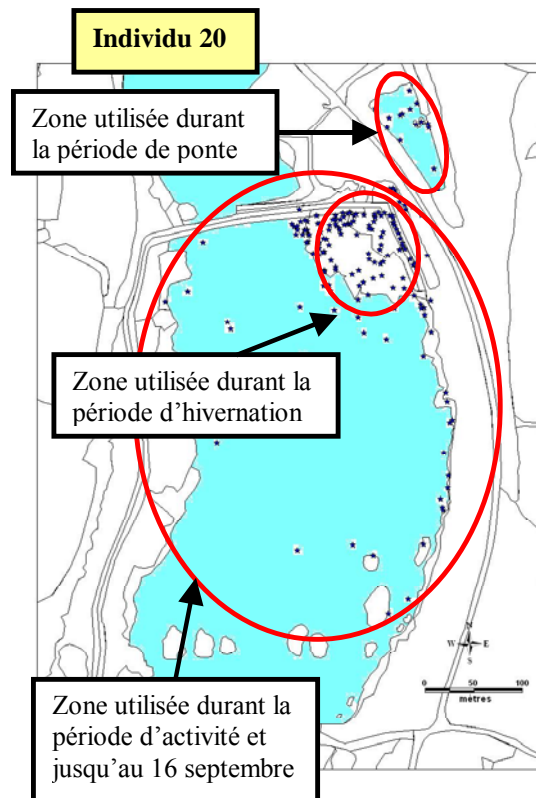
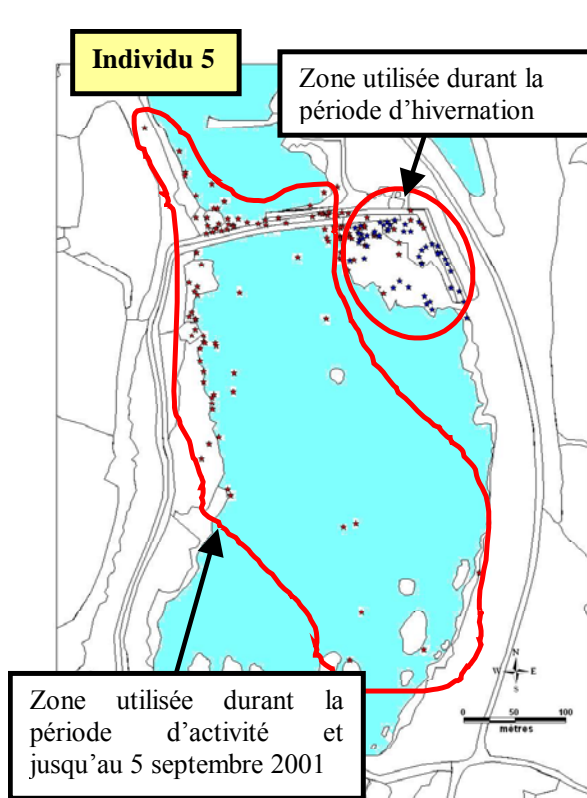


Figure 39. Domaine vital d'activité et domaine vital d'inactivité des individus 5, 20, 30 et 2 au cours de l'année 2001/2002.

Si l'on fait apparaître sur une carte toutes les localisations enregistrées en été et en hiver, on se rend compte que la plupart des individus radiopistés ne fréquentent pas les mêmes zones de l'étang au cours de l'été et de l'hiver ( Fig. 36 à 39).

Avant d'entrer en hibernation les animaux entreprennent donc un déplacement depuis leur domaine vital estival jusqu'à leur domaine vital hivernal.

### 21.1.3. Distances parcourues entre domaine vital estival et domaine vital hivernal :

Les déplacements sont calculés entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal. Ils sont supérieurs à 100 mètres pour 3 individus sur 8 radiopistés en 2000/2001, pour 10 individus sur 16 au cours de l'année 2001/2002 et pour 8 individus sur 13 en 2002/2003. Ces mouvements s'accompagnent d'un changement d'étang pour 2 d'entre eux en 2000/2001, pour 6 en 2001/2002 et pour 5 en 2002/2003 (en gras dans tableau 29).

Tableau 29. Distances en mètres entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal pour les individus radiopistés aux étangs de La Serre.

N° individu	Distances entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal (en mètres)		
	Année 2000/2001	Année 2001/2002	Année 2002/2003
<b>Femelle 2</b>	/	<b>226,4</b>	<b>95,3</b>
Femelle 4	70,7	73,7	179,2
Mâle 5	/	34,1	/
<b>Mâle 9</b>	/	<b>308,7</b>	<b>228,7</b>
Femelle 12	36,2	53,2	308,9
<b>Femelle 17</b>	<b>933,3</b>	<b>972,6</b>	334,0
Femelle 18	47,4	68,6	<b>113,0</b>
Femelle 20	33,6	71,1	70,7
Mâle 26	225,1	190,9	<b>464,9</b>
<b>Mâle 27</b>	<b>132,4</b>	<b>131,0</b>	/
Mâle 30	3,2	48,8	44,1
Femelle 59	/	103,1	44,3
<b>Mâle 65</b>	/	<b>264,3</b>	/
Mâle 182	/	371,1	438,6
<b>Femelle 204</b>	/	<b>164,2</b>	<b>162,1</b>
Mâle 210	/	474,0	349,9
<b>Moyenne</b>	185,2	222,2	218,0
<b>Ecart-type</b>	310,4	237,7	147,7
<b>Moyenne mâles</b>	85,6	227,9	305,2
<b>Ecart-type mâles</b>	111,4	155,5	172,7
<b>Moyenne femelles</b>	310,4	216,6	163,4
<b>Ecart-type femelles</b>	224,3	311,1	107,2

La distance moyenne entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal est de 185,2 mètres (+/-310,4) en 2000/2001, 222,2 mètres (+/- 237,7) en 2001/2002 et 218,0 mètres (+/-147,7) en 2002/2003.

Il n'existe pas de différence significative pour les distances entre domaines vitaux estivaux et hivernaux entre les années 2000/2001 et 2001/2002 ( $p=0,3833$ ,  $U=23$ ,  $N=16$ ), entre les années 2001/2002 et 2002/2003 ( $p=0,6816$ ,  $U=94$ ,  $N=29$ ) et il existe une différence faiblement significative entre les années 2000/2001 et 2002/2003 ( $p=0,0825$ ,  $U=12,5$ ,  $N=16$ ).

En 2000/2001, les femelles parcourent en moyenne une plus grande distance que les mâles (310,4mètres pour les femelles et 85,6 mètres pour les mâles) : ce résultat est dû à l'importance du trajet effectuée par la femelle N°17. La différence n'est pas statistiquement significative ( $N=8$ ,  $U=7$ ,  $p<0.9999$ ). En 2001/2002 et 2002/2003 ce sont les mâles qui s'éloignent le plus de la zone d'hivernation (227,9 mètres et 305,2 mètres pour les mâles contre respectivement 216,6 et 163,4 mètres pour les femelles).

Au cours de l'année 2001/2002, il n'existe pas de différence significative entre les distances parcourues par les mâles et les femelles ( $N=16$ ,  $U=25$ ,  $p=0,5054$ ).

Au cours de l'année 2002/2003, il n'existe pas de différence significative entre les distances parcourues par les mâles et les femelles ( $N=13$ ,  $U=10$ ,  $p=0,1709$ ).

#### **21.1.4. Regroupement des individus :**

Comme nous avons pu le constater dans le paragraphe précédant (§ 23.1.2), la plupart des migrations se font en direction d'une zone située au nord-est de l'étang 3. Ceci aboutit au regroupement de 12 individus radiopistés sur 16 dans une zone de 0,7 hectares (Fig. 40).

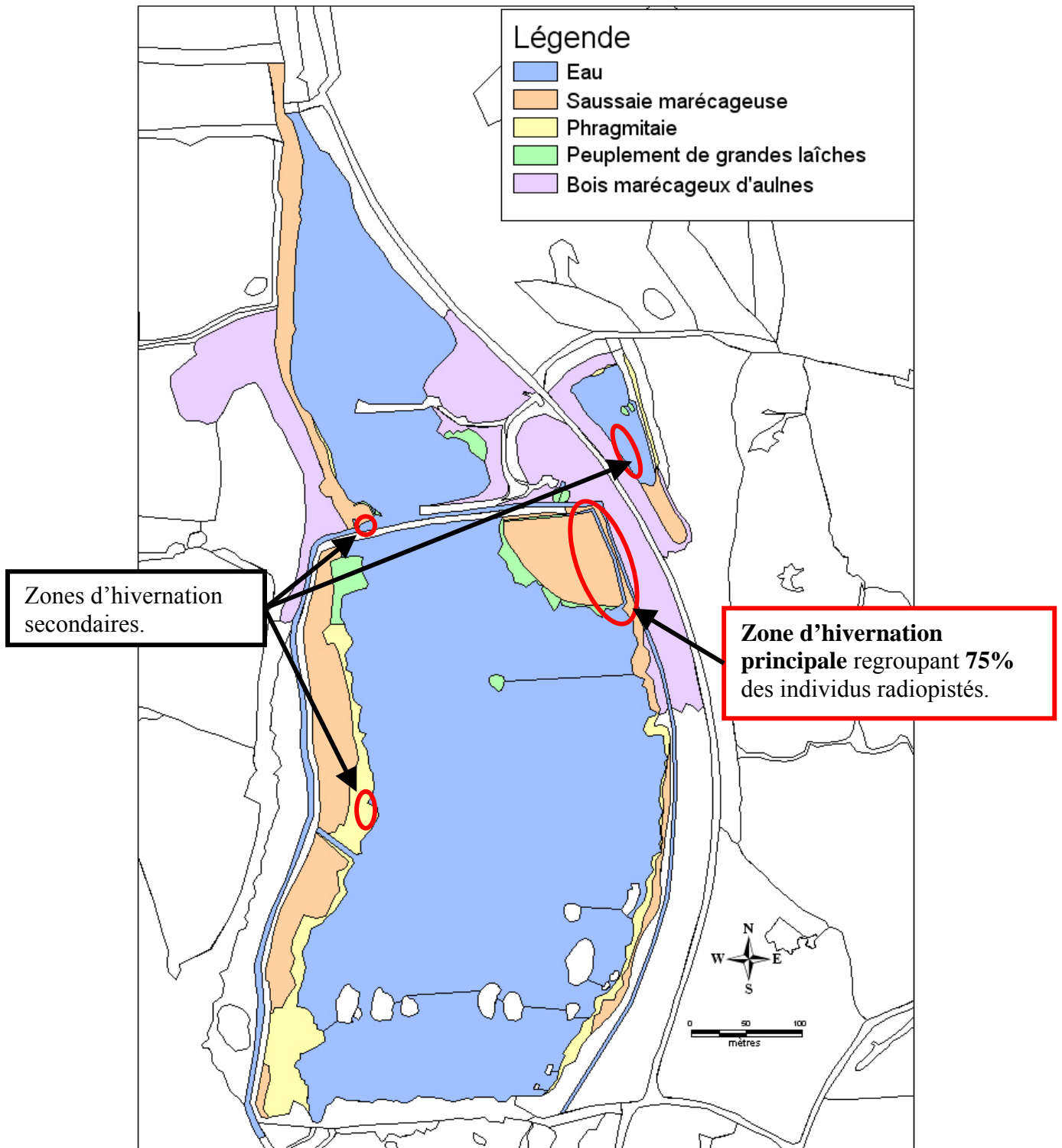


Figure 40. Mise en évidence du phénomène de regroupement aux étangs de La Serre au cours de l'hiver 2001/2002.

Ce regroupement est manifeste lorsque l'on calcule les distances entre individus radiopistés (fig. 41). Au cours de la première année de suivi, la distance moyenne entre les individus durant la période d'activité est de 320,0 mètres tandis qu'elle est de 45,9 mètres au cours de l'hiver. Durant la deuxième année de suivi la distance moyenne entre individu est de 304,2 mètres au cours de la période d'activité et de 63,5 mètres au cours de l'hivernation. En ce qui concerne la troisième année d'étude, la distance moyenne entre individus est de 258,3 mètres au cours de l'été et de 46,7 mètres au cours de l'hiver.

Distance (m)

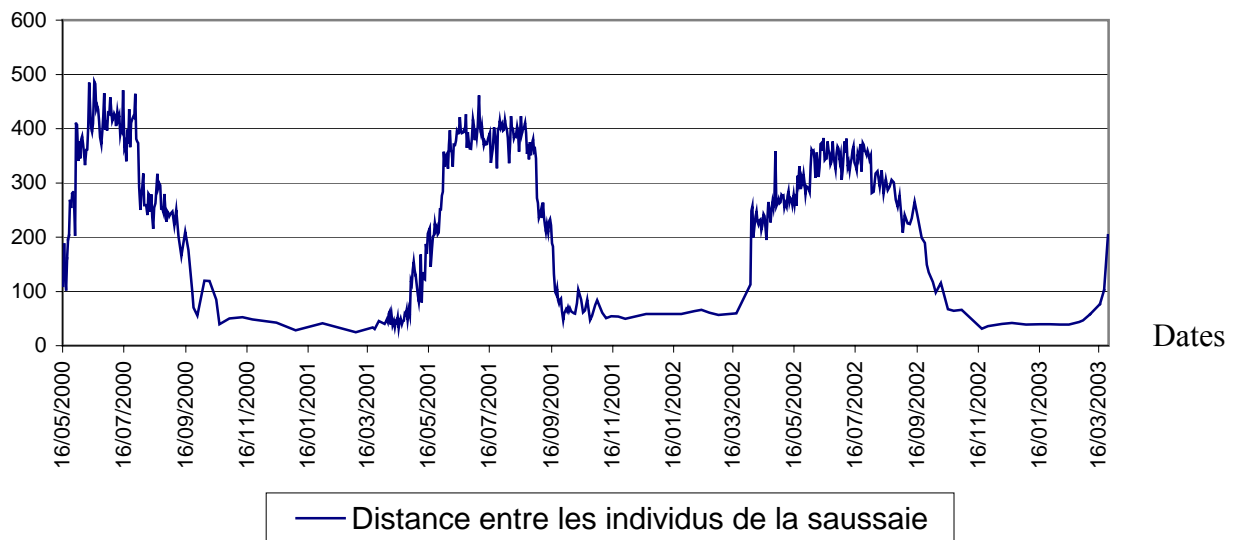


Figure 41. Distances moyennes entre individus radiopistés aux étangs de La Serre.

Au vu de ces résultats, nous nous sommes interrogés sur la représentativité de nos échantillons d'individus radiopistés. Afin de tester l'hypothèse « notre échantillon d'individus radiopisté est représentatif de la population présente aux étangs de La Serre », nous nous sommes penchés sur la répartition des individus obtenue par l'intermédiaire des captures en période de pré et de posthivernation. La répartition homogène des pièges sur tout le périmètre de l'étang (cf. annexe VI) donne une bonne image de l'occupation de l'espace par la Cistude au moment de la capture. Les sessions de septembre et de mars-avril permettent de capturer les individus aux abords directs de leur site d'hivernation.

La figure 42 montre les résultats obtenus.

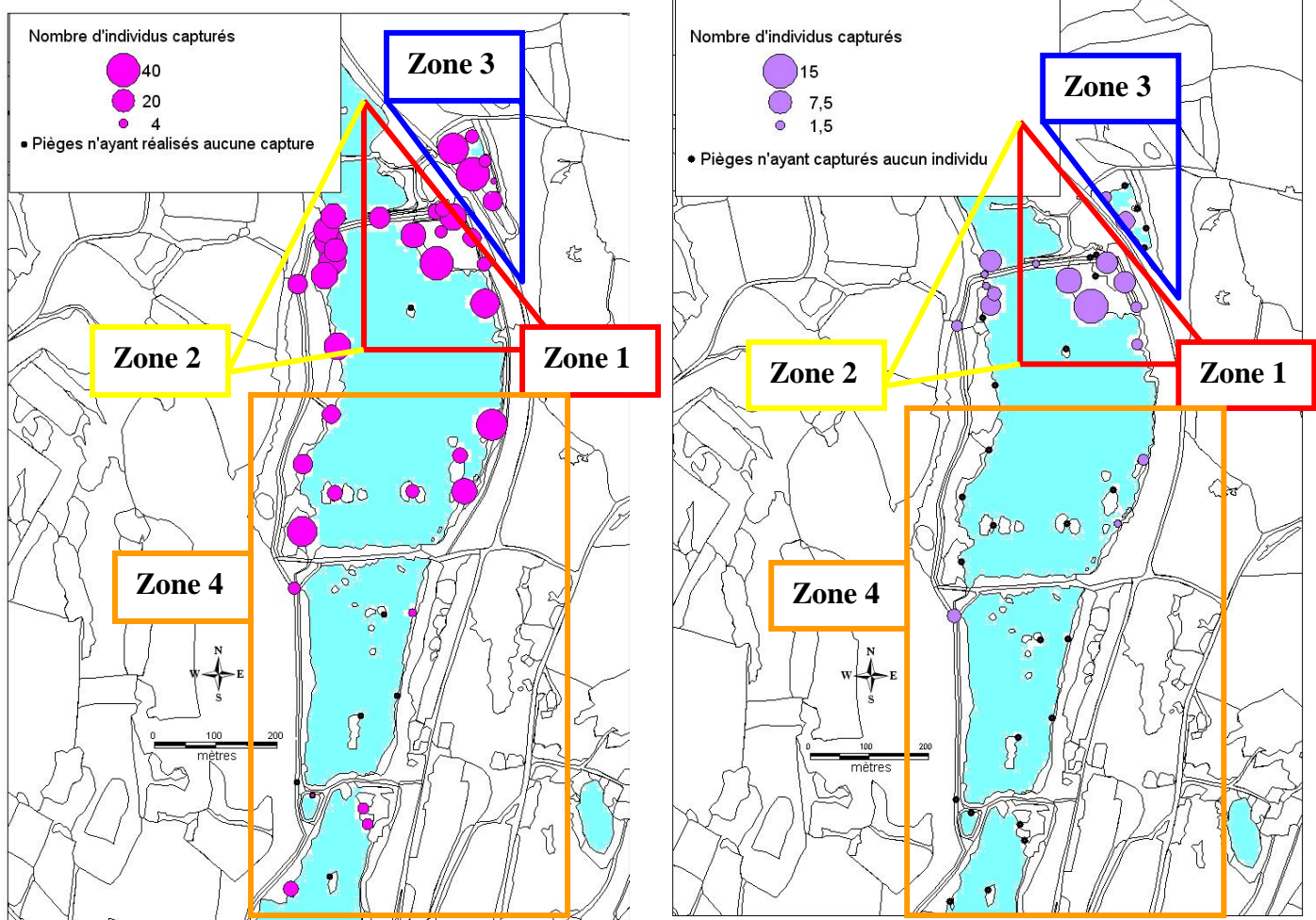


Figure 42. Distribution des captures durant la période d'activité (carte de gauche) et durant les périodes pré et posthivernatoires (carte de droite) pour les trois années d'étude.

La répartition des captures n'est pas la même lorsque l'on capture en période d'activité et d'inactivité (figure 42). Alors que les individus utilisent tout le site durant leur phase active, l'essentiel des captures lors de la phase d'inactivité se fait au nord de l'étang 3.

Nous avons divisé la zone d'étude en quatre parties : la saussaie marécageuse située au nord-est (zone 1), la partie nord-ouest (zone 2), la Boutasse (zone 3) et le reste du site qui comptabilise trop peu d'individus pour permettre d'effectuer des tests statistiques fiables (zone 4), puis nous avons comparé le nombre d'individus capturés et le nombre d'individus pistés au cours de l'hivernation dans chacune de ces zones (tableau 30).



Tableau 30. Comparaison des pourcentages de capture obtenus dans chaque zone avec le pourcentage d'individus pistés.

	Pourcentage d'individus pistés en 2000/2001	Pourcentage d'individus pistés en 2001/2002	Pourcentage d'individus pistés en 2002/2003	Pourcentage de capture
<b>Saussaie (zone 1)</b>	<b>87,5</b>	<b>75</b>	<b>60</b>	<b>56,6</b>
Etang 3 nord-ouest (zone 2)	0	12,5	28	26,3
Boutasse (zone 3)	12,5	6,25	0	9,2
Autres (zone 4)	0	6,25	12	7,9

Durant l'hiver 2000/2001, on ne peut pas considérer que notre échantillon de huit individus pistés est représentatif de notre population ( $\chi^2(3,0.95)=7,815<52,3$ ). Au cours de l'hiver 2001/2002 l'échantillon de 16 individus radiopistés n'est toujours pas représentatif de notre population ( $\chi^2(3,0.95)=7,815<17,5$ ). Pour ces deux années la proportion d'individus hivernant dans la saussaie marécageuse est surestimée. Durant l'hiver 2002/2003 on se rapproche d'un échantillon représentatif ( $\chi^2(3,0.95)=7,815<11,5$ ) mais la migration de l'un de nos individus qui hivernait depuis deux ans dans la Boutasse fausse encore les données. Il reste que la zone nord de l'étang 3 (zones 1 et 2) est globalement très attractive durant la période hivernale puisqu'elle regroupe plus de 80% de la population totale.

### 21.1.5. Fidélité inter-annuelle au domaine vital :

Le taux de fidélité aux domaines vitaux estivaux et hivernaux permet de mettre en évidence la similitude entre les trajets effectués chaque année entre ces deux zones.

➤ Fidélité au domaine vital estival :

Tableau 31. Distances entre les centres des domaines vitaux au cours des trois années de suivi.

N° individus	Distance entre le centre du domaine vital de l'été 2000 et celui de l'été 2001 (en mètres)	Distance entre le centre du domaine vital de l'été 2001 et celui de l'été 2002 (en mètres)	Distance entre le centre du domaine vital de l'été 2000 et celui de l'été 2002 (en mètres)
2	/	218,8	/
4	93,3	198,3	107,8
5	/	114,2	/
9	/	75,0	/
12	29,4	288,5	317,5
17	18,4	575,5	562,3
18	12,0	36,1	24,2
20	52,7	58,5	61,2
26	71,8	313,1	242,2
27	12,0	8,2	
30	25,1	55,2	43,3
59	/	150,1	/
65	/	362,0	/
182	/	26,4	/
204	/	5,4	/
210	/	60,8	/
<b>Moyenne</b>	<b>39,3</b>	<b>194,1</b>	<b>159,1</b>
<b>Ecart-type</b>	<b>30,2</b>	<b>195,7</b>	<b>159,0</b>

La distance moyenne qui sépare les domaines vitaux des individus radiopistés au cours de l'été 2000 puis au cours de l'été 2001 est de 39,3 mètres (+/-30,2). Au cours des deux premières années de suivi, la distance entre le centre des domaines vitaux est faible et le taux de recouvrement des domaines vitaux de 2000 et 2001 est élevé : 71,6%. Le positionnement et la taille des domaines vitaux utilisés pendant les périodes d'activité en 2000 et en 2001 sont assez semblables.

Au cours de la période d'activité 2002, la taille moyenne des domaines vitaux des individus radiopistés (3,47 hectares) est plus faible que celle enregistrée au cours des deux années précédentes (7,95 hectares en 2000 et 8,50 hectares en 2001), le recouvrement n'est plus alors que de 63,2% entre 2001 et 2002 et 60,1% entre 2000 et 2002. Le centre des domaines vitaux varie donc et la distance moyenne entre les centres des domaines vitaux est de 194,1 mètres (+/-195,7) entre les étés 2001 et 2002 et 159,1 mètres (+/-159,0) entre les étés 2000 et 2001. En observant la répartition des localisations obtenues par télémétrie, on observe que les individus utilisent les mêmes zones mais de façon plus restreinte. L'été 2002, frais et pluvieux, explique la taille réduite des domaines vitaux.

On notera au cours de l'été 2002 le changement de domaine vital de l'individu 17 qui occupait en 2000 et 2001 une mare située à 1 km de l'étang restée à sec cette année là.

➤ Fidélité au domaine vital hivernal :

Les 8 individus suivis aux étangs de La Serre ont utilisé le même site au cours des hivers 2000/2001 et 2001/2002 soit une fidélité de 100% au site d'hivernation. Au cours de l'hiver 2002/2003, 12 individus sur 15 suivis sont retournés à leur zone d'hivernation, soit un taux de fidélité de 85,71% (fig. 43). Tous les individus hivernant dans la saussaie marécageuse sont restés fidèles à leur site d'hivernation au cours des trois années de suivi tandis que 3 des 4 individus hivernant dans les zones d'hivernation secondaires ont changé de site d'hivernation au cours de l'hiver 2002/2003 (en rouge dans le tableau 32). Un individu parmi les quatre a rejoint le groupe de la saussaie marécageuse.

Tableau 32. Distances entre les sites d'hivernation occupés par les individus suivis au cours de trois années consécutives aux étangs de La Serre (les valeurs en rouge indiquent les individus qui ont changé de site d'hivernation entre les deux années de suivi).

N° individus	Distance entre les positions 2000/2001 et 2001/2002 (mètres)	Distance entre les positions 2001/2002 et 2002/2003 (mètres)	Distance entre les positions 2000/2001 et 2002/2003 (mètres)
2	/	103,0	/
4	41,4	21,2	40,9
5	/	/	/
9	/	381,3	/
12	26,7	35,5	51,0
17	25,0	78,3	53,5
18	15,8	63,6	73,0
20	44,2	28,6	63,5
26	18,4	25,0	27,5
27	40,0	/	/
30	24,4	9,2	25,0
59	/	5,7	/
182	/	43,0	/
204	/	6,1	/
210	/	100,3	/
<b>Moyenne</b>	<b>29,5</b>	<b>47,8</b>	<b>69,3</b>
<b>Ecart-type</b>	<b>10,9</b>	<b>17,8</b>	<b>99,6</b>
<b>Moyenne individus zone nord-est</b>	<b>31,4</b>	<b>38,6</b>	<b>43,6</b>
<b>Ecart-type individus zone nord-est</b>	<b>10,2</b>	<b>31,5</b>	<b>15,2</b>
<b>Moyenne individus zones d'hivernation secondaires</b>	<b>15,8</b>	<b>138,4</b>	<b>73,0</b>
<b>Ecart-type individus zones d'hivernation secondaires</b>	<b>/</b>	<b>166,8</b>	<b>/</b>

La localisation des domaines vitaux hivernaux varie peu d'une année sur l'autre.

On constate que la distance entre les domaines vitaux de deux années successives est plus stable pour les individus hivernant dans la zone nord-est : en moyenne 37,9 mètres pour les trois années d'étude dans la zone nord-est contre 75,7 mètres dans les zones secondaires.

Les domaines vitaux de 2000 recouvrent les domaines vitaux de 2001 à 68,94%, ceux de 2002 à 73,90% et les domaines vitaux de 2001 recouvrent ceux de 2002 à 70,53%.

Les taux de fidélité aux domaines vitaux estivaux et hivernaux témoignent de la grande similitude entre les trajets observés chaque année entre ces deux entités.

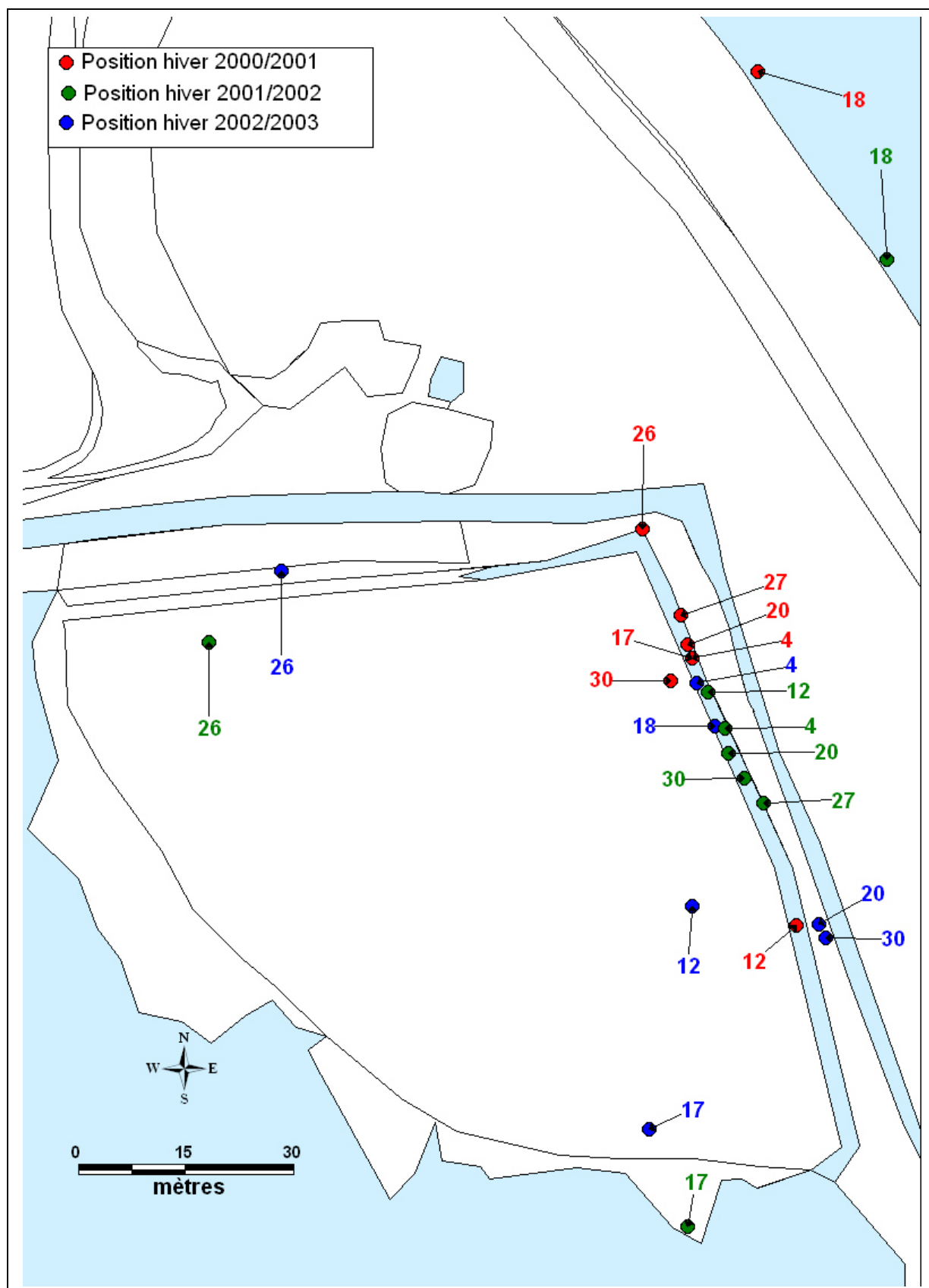


Figure 43. Positions des individus radiopistés au cours des trois hivers de suivi aux étangs de La Serre (les chiffres correspondent au numéro de l'animal).

## 21.2. Etang de Lemps :

### 21.2.1. Surfaces des domaines vitaux :

Tableau 33. Surfaces en hectares des domaines vitaux estivaux et hivernaux des individus radiopistés au cours des deux années d'étude à l'étang de Lemps.

N° individu	Année 2001/2002		Année 2002/2003	
	Eté	Hiver	Eté	Hiver
3	10,31	0,27	4,16	0,11
41	11,44	2,61	11,69	0,21
96	4,40	0,62	7,61	0,32
98	5,40	0,8	11,16	/
99	4,45	0,28	0,93	0,14
103	4,26	0,07	8,07	1,69
104	12,96	0,14	16,36	0,42
105	16,04	0,75	2,15	/
106	9,13	0,03	7,90	/
108	13,03	0,5	5,59	/
109	14,54	0,41	1,61	0,06
110	5,65	0,16	2,42	0,06
113	3,90	0,06	0,67	0,08
114	9,55	3,66	6,84	0,07
116	8,91	0,35	7,62	/
118	2,35	0,04	6,08	1,83
120	14,14	0,17	9,12	0,05
190	13,31	0,33	6,58	0,19
243	11,88	0,6	16,29	0,13
247	6,17	2,3	1,64	0,17
<b>Moyenne</b>	<b>9,09</b>	<b>0,71</b>	<b>6,72</b>	<b>0,37</b>
<b>Ecart-type</b>	<b>4,23</b>	<b>0,98</b>	<b>4,64</b>	<b>0,57</b>
<b>Moyenne mâles</b>	<b>9,07</b>	<b>0,67</b>	<b>5,04</b>	<b>0,16</b>
<b>Ecart-type mâles</b>	<b>4,43</b>	<b>1,07</b>	<b>4,81</b>	<b>0,14</b>
<b>Moyenne femelles</b>	<b>9,11</b>	<b>0,75</b>	<b>8,41</b>	<b>0,61</b>
<b>Ecart-type femelles</b>	<b>4,26</b>	<b>0,94</b>	<b>4,00</b>	<b>0,79</b>

La moyenne des **domaines vitaux estivaux** calculés au cours des deux années de suivi est de 7,91 hectares (0,93-16,36). Les domaines vitaux de la première année sont supérieurs à ceux de la deuxième année et il existe une différence faiblement significative ( $p=0,0963$ ,  $U=138$ ,  $N=40$ ). Les variations de taille de ces domaines vitaux durant la période d'activité au cours des deux années de suivi s'expliquent par les conditions météorologiques qui, comme nous l'avons montré au paragraphe 20, conditionnent l'amplitude des déplacements.

Pour les mâles, la taille moyenne du domaine vital estival est de 7,05 hectares (0,93-14,54) et pour les femelles elle est de 8,76 hectares (1,64-16,36), mais il n'existe pas de différence significative ( $p=0,1806$ ,  $U=150$ ,  $N=40$ ). La taille des domaines vitaux des femelles est supérieure à celle des mâles en raison de l'éloignement des sites de pontes.

**Au cours de l'hiver** la taille moyenne des domaines vitaux calculés sur deux ans est de 0,54 hectares (0,03-3,66). Il n'existe pas de différence significative entre les deux années de suivi ( $p=0,3476$ ,  $N=40$ ,  $U=150$ ). Les conditions météorologiques et la durée de l'hiver conditionnent fortement la taille des domaines vitaux en période d'inactivité.

Les femelles ont un domaine vital hivernal de 0,68 hectares (0,04-2,61) et les mâles de 0,42 hectares (0,03-3,66). Il n'existe pas de différence significative ( $p=0,5306$ ,  $U=133,5$ ,  $N=35$ ).

### **21.2.2. Localisations des domaines vitaux estivaux et hivernaux :**

Les cartes ci-après représentent schématiquement l'utilisation de l'espace au cours d'une année complète de suivi télémétrique. Nous avons choisi de représenter l'année 2001 qui comptait le plus grand nombre d'individus suivis de manière à donner une image plus représentative du phénomène observé au cours des deux années d'étude. L'hypothèse de la similitude entre les trois années de suivi est testée au paragraphe 23.2.5.

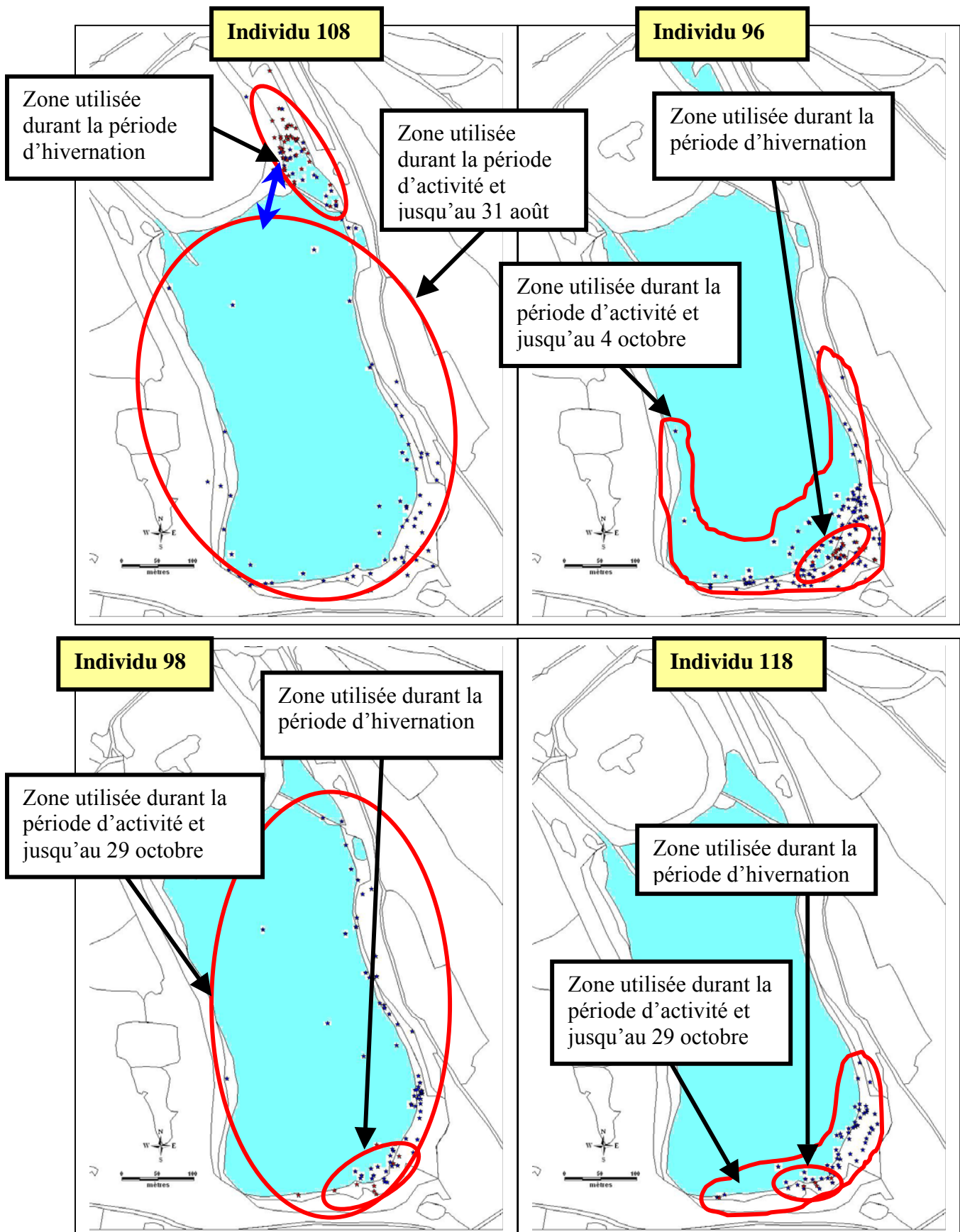


Figure 44. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 108, 96, 98 et 118 au cours de l'hiver 2001/2002.



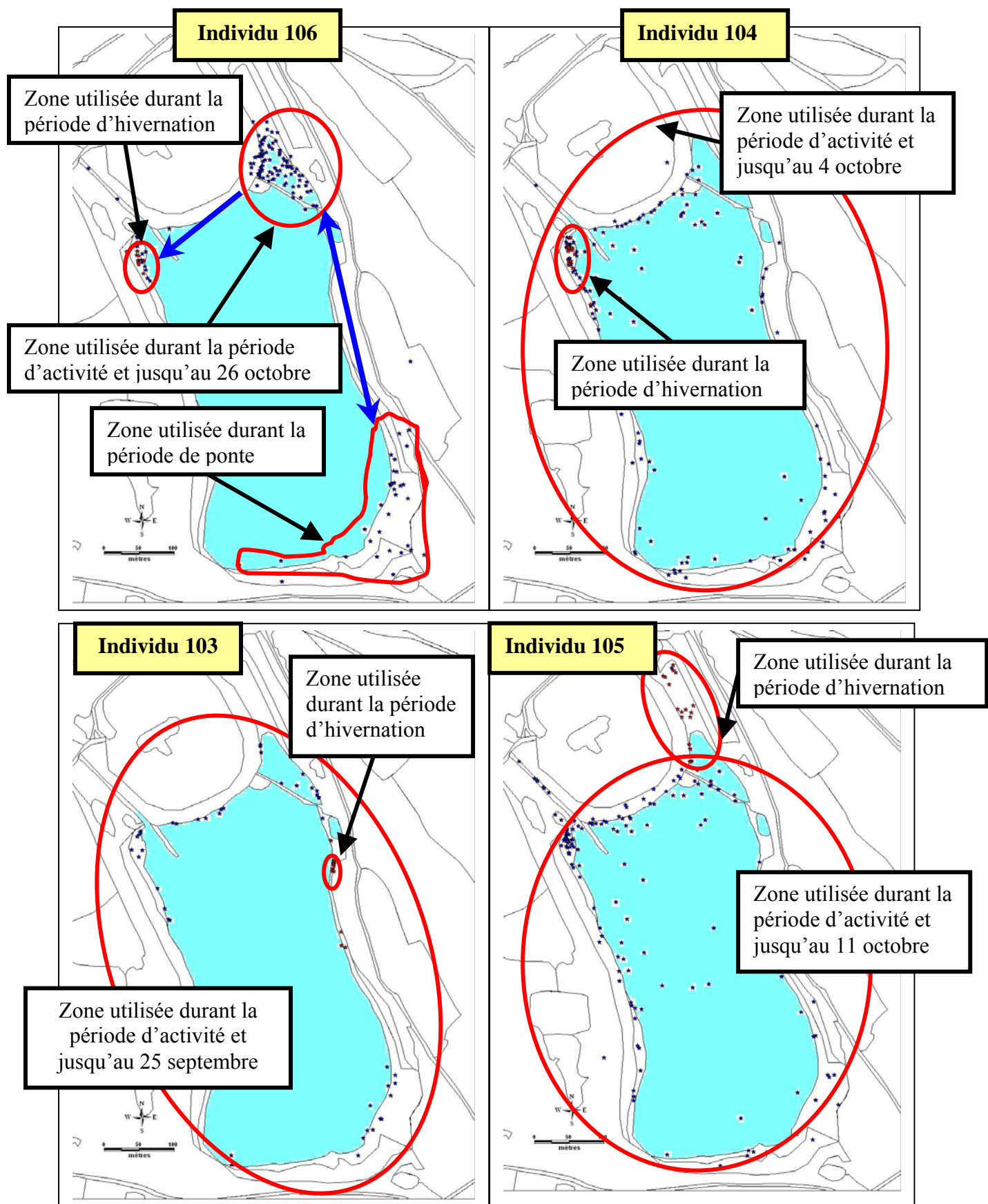


Figure 45. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 106, 104, 103 et 105 au cours de l'hiver 2001/2002.

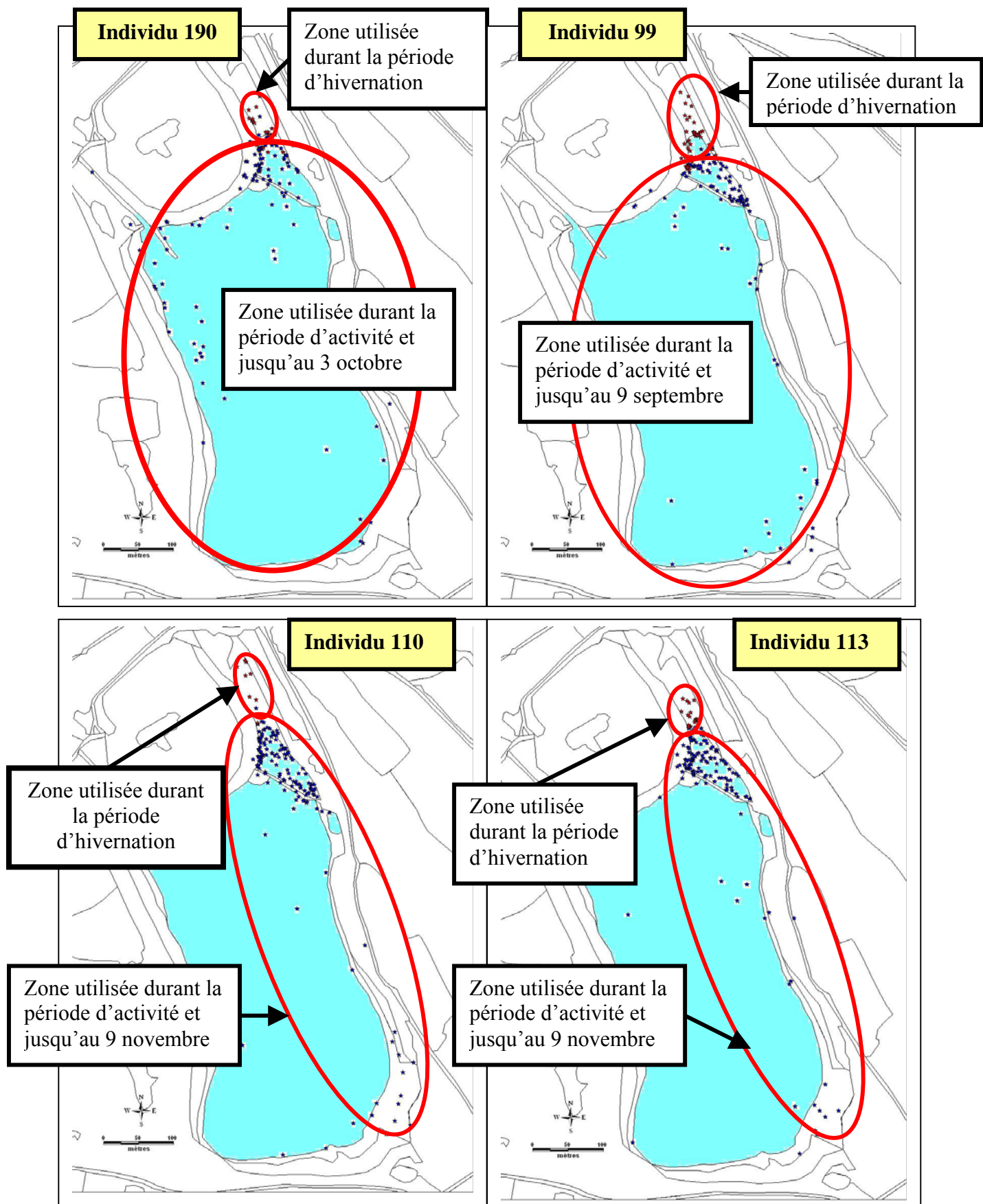


Figure 46. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 190, 99, 110 et 113 au cours de l'hiver 2001/2002.

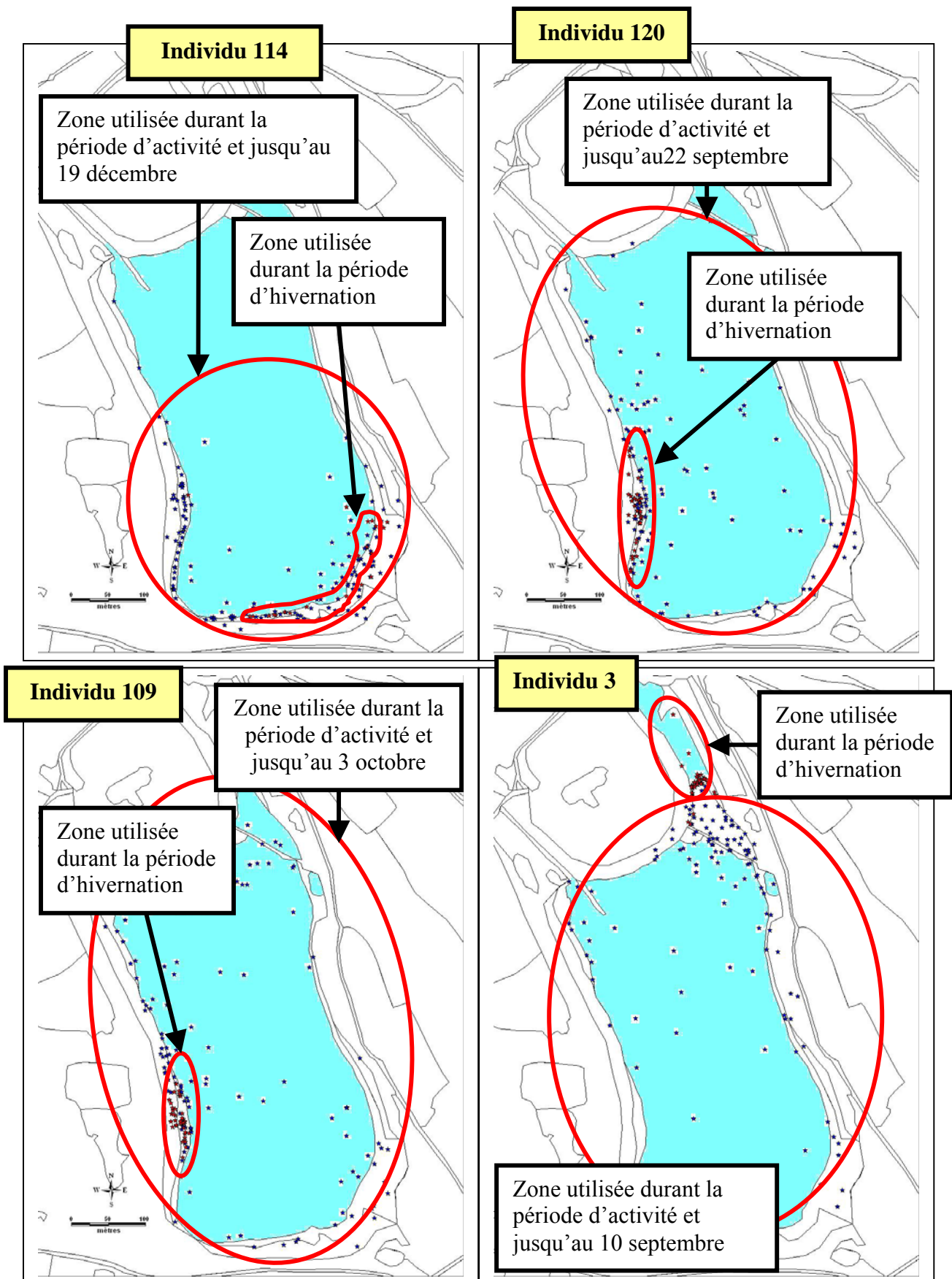


Figure 47. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 114, 120, 109 et 3 au cours de l'hiver 2001/2002.

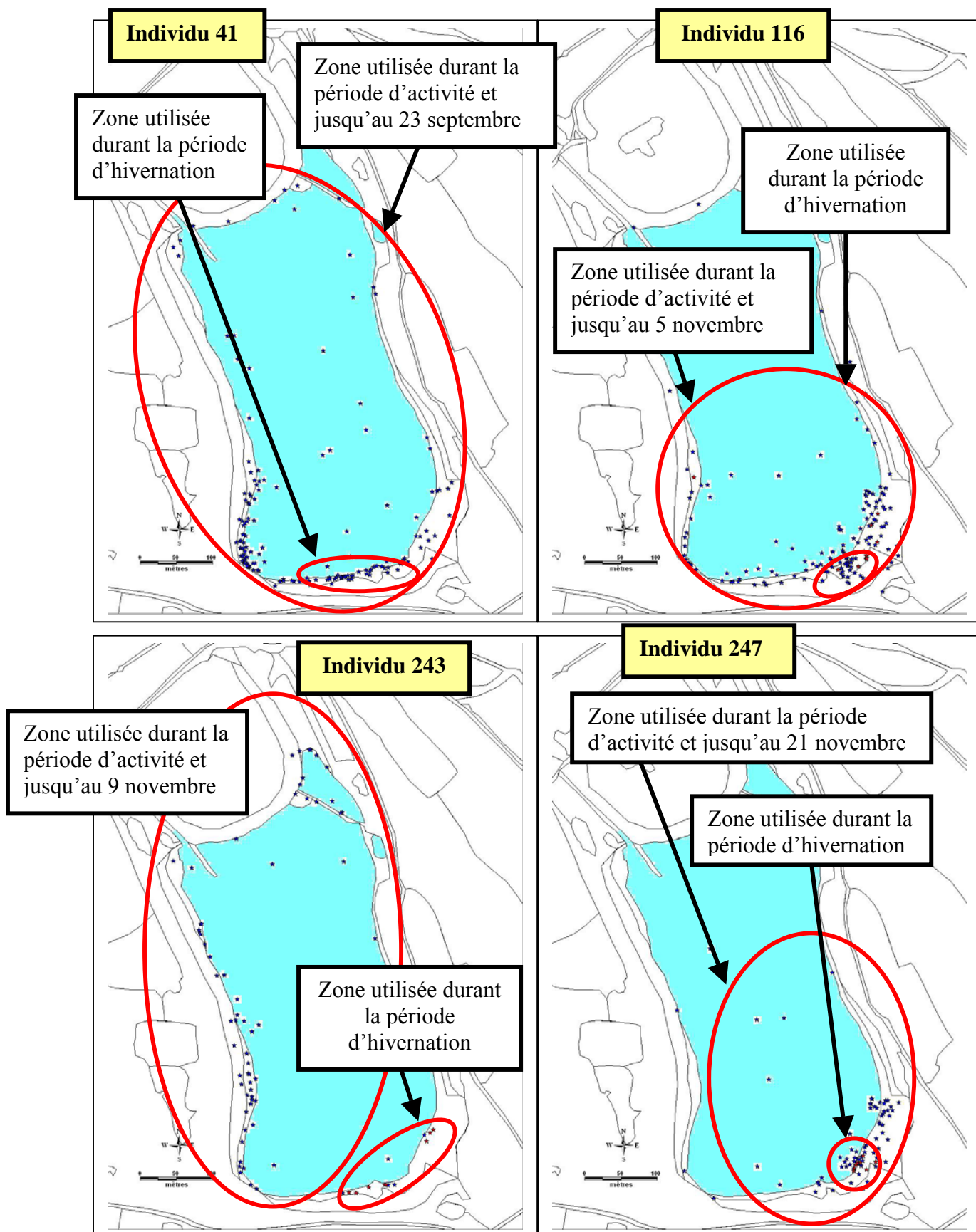


Figure 48. Localisations des domaines vitaux d'activité et d'inactivité des individus 41, 116, 243 et 247 au cours de l'hiver 2001/2002.

### 21.2.3. Distances parcourues entre le domaine vital estival et le domaine vital hivernal :

Tableau 33. Distances en mètres entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal pour les individus radiopistés à l'étang de Lemps.

N° individu	Distances entre le centre du domaine vital estival et le centre du domaine vital hivernal (en mètres)	
	Année 2001/2002	Année 2002/2003
3	81,3	78,6
41	175,0	141,4
96	45,7	40,3
98	140,9	/
99	53,5	61,4
103	186,7	273,4
104	29,2	546,3
105	243,4	/
106	236,3	/
108	28,2	/
109	49,0	54,3
110	125,6	433,8
113	77,3	48,4
114	119,4	32,0
116	19,8	/
118	98,2	30,1
120	18,4	8,9
190	33,1	115,4
243	212,2	219,7
247	7,3	77,2
<b>Moyenne</b>	<b>99,0</b>	<b>144,1</b>
<b>Ecart-type</b>	<b>76,9</b>	<b>159,5</b>
<b>Moyenne mâles</b>	<b>84,4</b>	<b>161,9</b>
<b>Ecart-type mâles</b>	<b>65,9</b>	<b>205,2</b>
<b>Moyenne femelles</b>	<b>113,6</b>	<b>123,7</b>
<b>Ecart-type femelles</b>	<b>87,6</b>	<b>96,7</b>

La distance moyenne entre le domaine vital estival et le domaine vital hivernal est de 99,0 mètres (+/-76,9) en 2001/2002 et 144,1 mètres (+/-159,5) en 2002/2003. Il n'existe pas de différence significative entre les deux années ( $p=0,6054$ ,  $U=135$ ,  $N=35$ ).

En 2001/2002, les femelles parcourent des distances supérieures aux mâles entre leurs domaines vitaux estivaux et hivernaux : 113,6 mètres contre 84,4 mètres, mais il n'existe pas de différence significative entre les valeurs mesurées ( $p=0,7394$ ,  $U=45$ ,  $N=20$ ).

En 2002/2003, ce sont les mâles qui dispersent plus que les femelles : 161,9 mètres contre 123,7. Il n'existe cependant pas de différence significative entre les distances parcourues par les individus des deux sexes ( $p<0,9999$ ,  $U=24$ ,  $N=14$ ).

#### 21.2.4. Regroupement des individus :

Le phénomène de regroupement est un peu différent avec la création de deux groupes principaux d'hivernation comprenant 8 et 7 individus sur les 20 radiopistés, soit 40 et 35% de la population d'individus radiopistés.

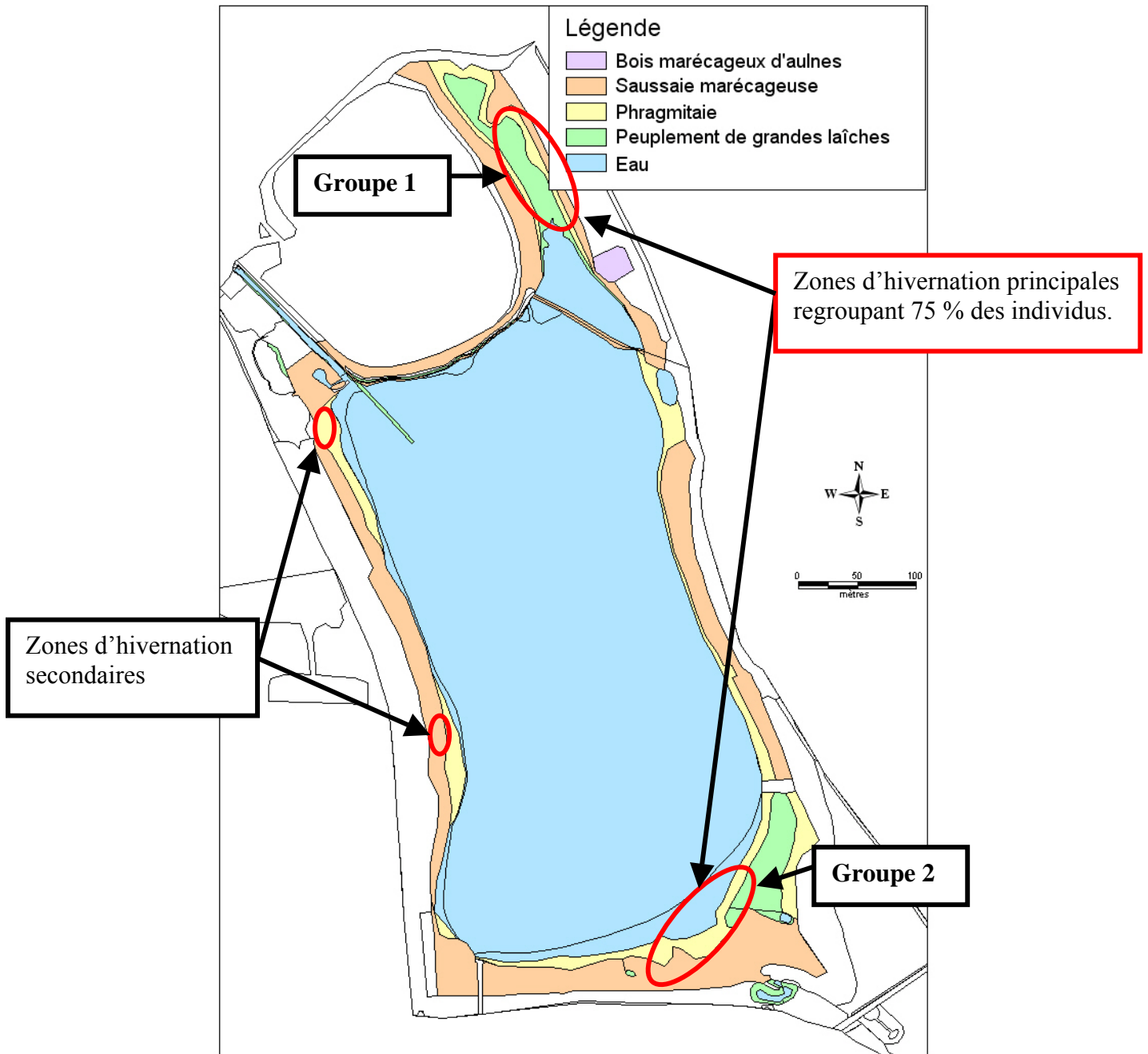


Figure 49. Localisations des sites d'hivernation à l'étang de Lemps au cours des deux années de suivi.

Pour chaque groupe, le calcul de la distance moyenne entre individus nous montre un rapprochement des individus au cours de la période hivernale alors que l'ensemble du site est utilisé au cours de la période d'activité (fig. 50). Pour la première année d'étude, la distance moyenne entre individus au cours de la période d'activité est de 195,1 mètres pour le groupe 1 et de 175,5 pour le groupe 2, alors qu'elle est respectivement de 45,6 mètres et 35,5 mètres au cours de la période d'inactivité. Au cours de la deuxième année de suivi la distance moyenne entre individus au cours de la période d'activité est de 234,0 mètres pour le groupe 1 et de 110,1 pour le groupe 2, alors qu'elle est respectivement de 94,1 mètres et 39,5 mètres au cours de la période d'inactivité.

Distance (m)

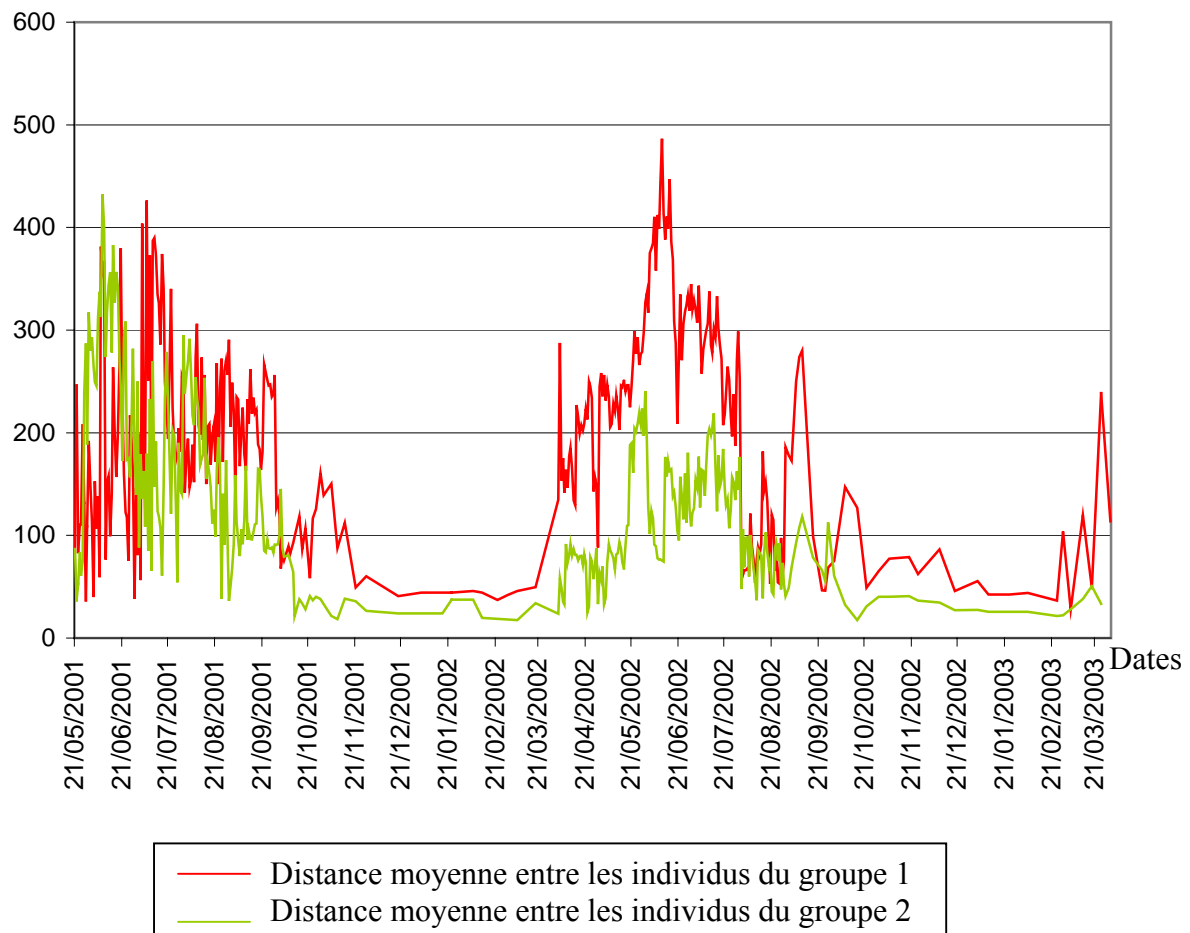


Figure 50. Distance entre les 20 individus radiopistés à l'étang de Lemps du 21/05/01 au 24/03/03.

Pour cet étang nous nous sommes aussi interrogés sur la représentativité de notre échantillon de vingt individus radiopistés. Comme pour les étangs de La Serre, nous avons donc divisé l'étang en quatre zones et comparé le pourcentage de captures réalisées au cours des sessions de capture de mars-avril et de septembre avec la position des individus radiopistés au cours de l'hiver (Fig. 51).

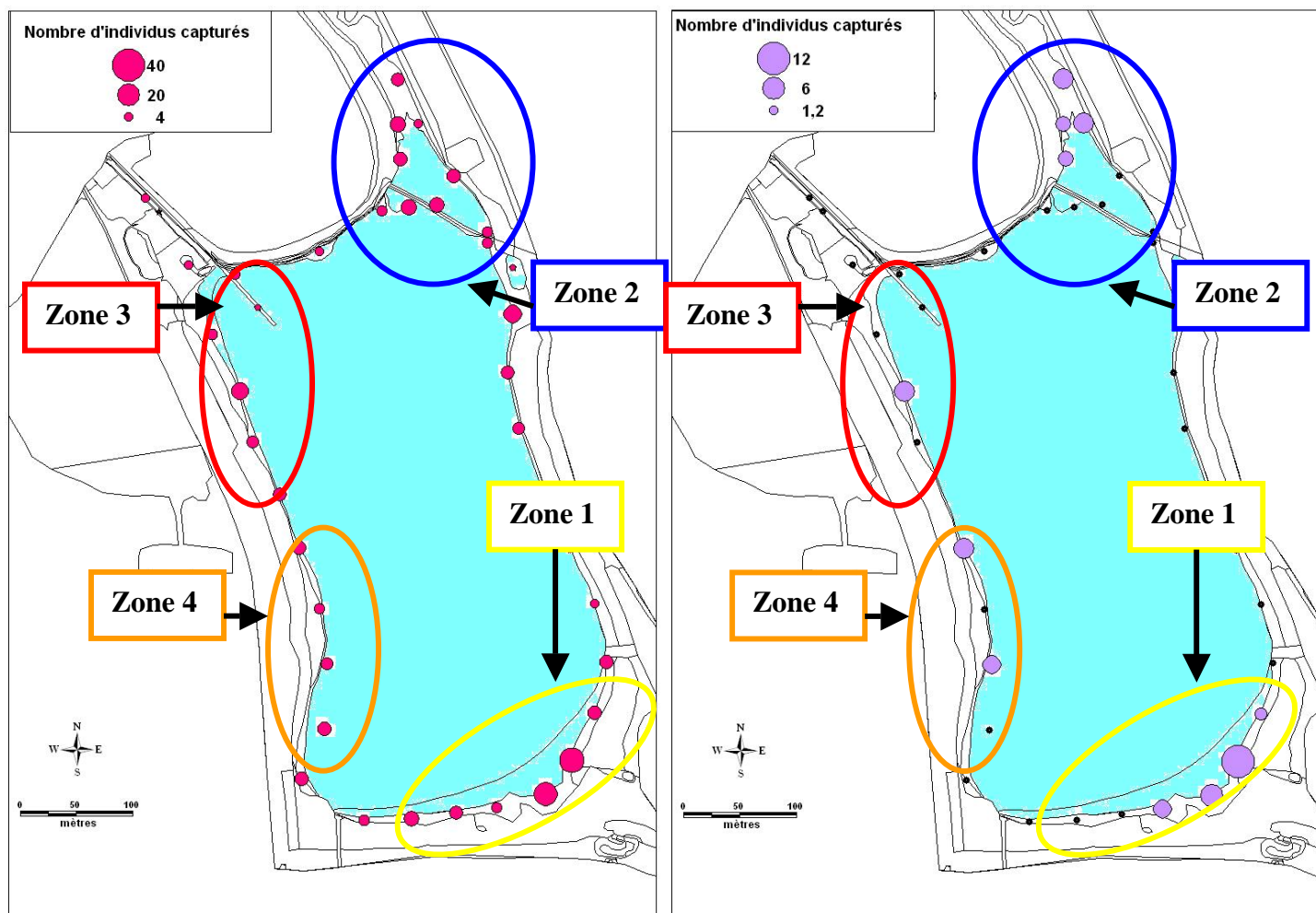


Figure 51. Distribution des captures durant la période d'activité (carte de gauche) et durant les périodes pré et posthivernatoires (cartes de droites) pour les deux années d'étude.

Tableau 34. Comparaison entre les pourcentages de capture obtenus dans chaque zone et le pourcentage d'individus pistés à l'étang de Lempis.

	Pourcentage d'animaux pistés en hiver 2001/2002	Pourcentage d'animaux pistés en hiver 2002/2003	Pourcentage de capture
<b>Roselière sud (zone 1)</b>	<b>40</b>	<b>33,33</b>	<b>38.40</b>
<b>Cariçaie nord (zone 2)</b>	<b>35</b>	<b>46,67</b>	<b>37.90</b>
Roselière nord-ouest (zone 3)	10	0	9.90
Saussaie sud-ouest (zone 4)	10	20	13.80



L'échantillon de vingt individus suivi durant l'année 2001/2002 est représentatif de la population ( $\chi^2(3,0.95)=7,815>1.3356$ ).

L'échantillon de vingt individus suivi durant l'année 2002/2003 est représentatif de la population ( $\chi^2(3,0.95)=12,364>1.3356$ ).

La position des individus au cours de ces regroupements peut être inférieure à 1 mètre. A plusieurs reprises des individus non radiopistés ont été extraits de l'eau lors de la recherche d'individus radiopistés.

#### 21.2.5. Fidélité inter-annuelle aux domaines vitaux estivaux et hivernaux :

➤ Fidélité au domaine vital estival :

Tableau 35. Distances entre le centre des domaines vitaux occupés par les individus suivis au cours de deux étés consécutifs à l'étang de Lemps (les valeurs en rouge indiquent les individus qui ont changé de site d'hivernation entre les deux années de suivi).

N° individu	Distance entre le centre du domaine vital estival de 2001 et le centre du domaine vital estival de 2002 (en mètres)
3	50,8
41	283,1
96	49,0
98	22,2
99	41,7
103	213,2
104	27,7
105	28,0
106	17,0
108	12,2
109	21,5
110	14,3
113	33,2
114	242,5
116	241,1
118	43,3
120	21,1
190	12,2
243	381,5
247	9,9
<b>Moyenne</b>	<b>88,3</b>
<b>Ecart-type</b>	<b>113,7</b>

La distance moyenne entre les centres des domaines vitaux de 2001 et de 2002 est de 88,3 mètres (+/-113,7).

Cinq individus sur 20 ont une distance moyenne entre leurs domaines vitaux successifs de plus de 200 mètres. Cependant le taux de recouvrement de 2001 sur 2002 étant de 74,01%

on peut penser qu'il ne s'agit pas d'un véritable changement de domaine vital mais plutôt d'une variation de la taille du domaine vital (tableau 33).

➤ Fidélité au domaine vital hivernal :

A l'étang de Lemps, au cours de l'hiver 2002/2003, 14 individus sur 17 sont retournés à leur zone d'hivernation utilisée durant l'hiver 2001/2002, soit un taux de fidélité de 86,35%.

Les 3 individus non fidèles à leur zone d'hivernation (N°104, N°114 et N°243) ont tous choisis un nouveau site occupé par d'autres individus.

Tableau 36. Distances entre les centres des domaines vitaux occupés par les individus suivis au cours de deux hivers consécutifs à l'étang de Lemps (les valeurs en rouge indiquent les individus qui ont changé de site d'hivernation entre les deux années de suivi).

N° individu	Distance entre le centre du domaine vital hivernal de 2001 et le centre du domaine vital hivernal de 2002 (en mètres)
3	44,3
41	48,0
96	36,3
99	49,2
103	4,1
104	518,8
109	15,5
110	1,1
113	5,8
114	216,0
118	31,4
120	17,0
190	97,6
243	687,2
247	61,9
<b>Moyenne</b>	<b>122,2</b>
<b>Ecart-type</b>	<b>204,8</b>
<b>Distance moyenne pour les individus fidèles à leur site</b>	<b>34,4</b>
<b>Ecart-type moyen pour les individus fidèles à leur site</b>	<b>28,3</b>

La distance moyenne entre les centres des domaines vitaux estivaux est de 122,2 mètres (+/-204,8), mais on constate que les individus fidèles à leur site d'hivernation se situent en moyenne à 34,4 mètres (+/-28,3) de leur position de l'année précédente.

Les taux de fidélité aux domaines vitaux estivaux et hivernaux témoignent de la grande similitude entre les trajets observés chaque année entre ces deux entités.

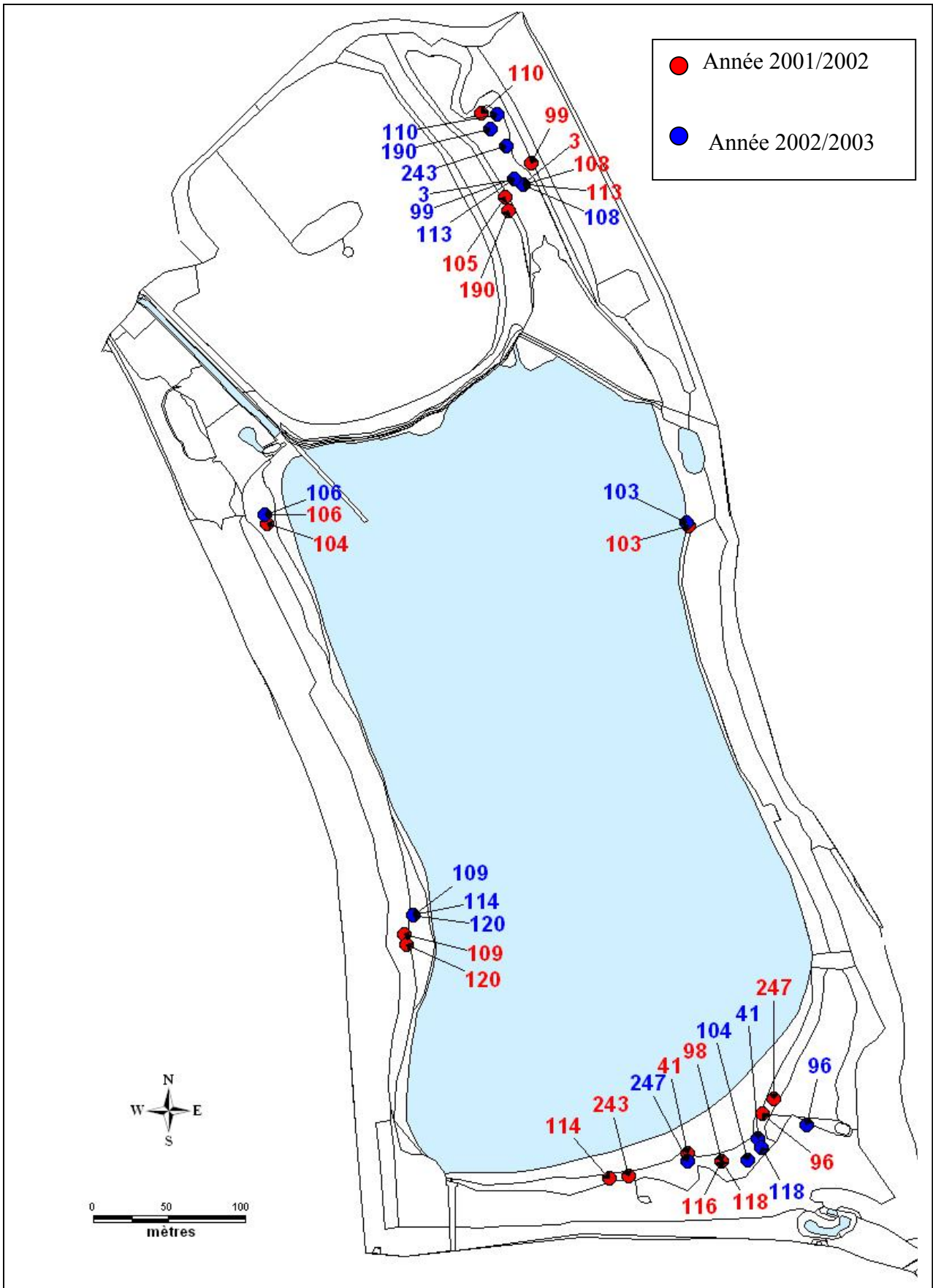


Figure 52. Position des individus radiopistés au cours des deux hivers de suivi à l'étang de Lemps (les chiffres correspondent au numéro de l'animal).

### 21.3. Synthèse :

*Tableau 37. Synthèse des données relatives à l'étude des domaines vitaux estivaux et hivernaux sur les deux sites d'études.*

	<b>Etang de La Serre</b>	<b>Etang de Lemps</b>
Surface des domaines vitaux en période d'activité (en ha)	<b>8,26</b>	<b>7,91</b>
Surface des domaines vitaux en période d'inactivité (en ha)	<b>0,73</b>	<b>0,54</b>
Distance entre domaines vitaux d'activité et d'inactivité (en m)	<b>208,5</b>	<b>121,5</b>
Taux maximal de regroupement de la population totale pendant l'hivernation (en %)	<b>56,6</b>	<b>38,4</b>
Distance inter-annuelle moyenne entre domaines vitaux estivaux (en m)	<b>130,8</b>	<b>88,3</b>
Distance inter-annuelle moyenne entre domaines vitaux hivernaux (en m)	<b>48,9</b>	<b>122,2</b>
Taux de fidélité moyen au site d'hivernation de la population radiopistée (en %)	<b>92,8</b>	<b>86,3</b>

Malgré une différence topographique importante entre les deux sites d'étude, les superficies des domaines vitaux sont assez semblables, durant la période d'activité comme durant la période d'inactivité.

Le phénomène de regroupement au cours de l'hivernation est visible sur les deux étangs.

La fidélité au site d'hivernation est très élevée dans les deux cas.

## 22. Sélection de l'habitat d'hivernation :

Chez les deux populations suivies au cours de cette étude, nous avons mis en évidence un regroupement important des individus au cours de l'hiver et une grande fidélité au site d'hivernation. La sélection d'un habitat particulier peut-elle être à l'origine de ces deux phénomènes ? Pour cela nous avons réalisé une analyse de l'utilisation de l'habitat par nos individus radiopistés. Les habitats sont définis à l'aide de l'outil Corine BIOTOPE (ENGREF, 1997) et le degré de préférence d'un habitat donnée par la valeur de l'**indice de Jacob** (1974), préféré à un test de  $\chi^2$  en raison du faible nombre de localisations obtenues dans certains types d'habitats présents sur l'aire d'étude.

Le degré de préférence pour un habitat X au cours de l'hiver est établie par le rapport :

$$I_x = [(X1/Y1)-(X2/Y2)]/[(X1/Y1)+(X2/Y2)]$$

X1 est le nombre de localisations dans un habitat X pendant l'hiver

Y1 est le nombre total de localisations pendant l'hiver

X2 est la surface d'un habitat X

Y2 est la surface totale du site d'étude

L'indice  $I_x$  varie entre  $-1$  et  $+1$ . Une valeur négative indique que l'habitat est évité, une valeur positive qu'il est préféré.

22.1. Etang de Lemps :

22.1.1. Cartographie des habitats :

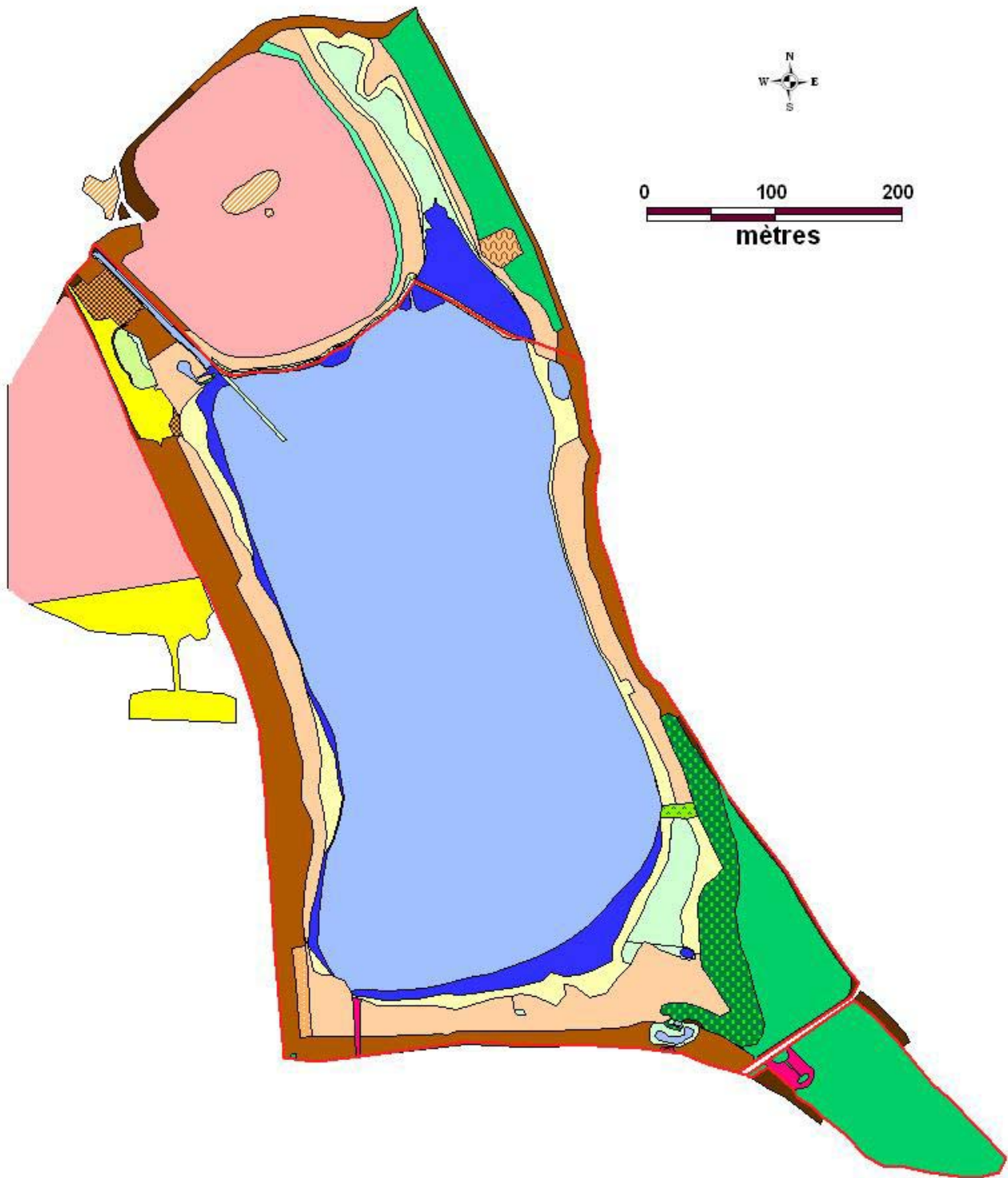


Figure 53. Cartographie des habitats présents à l'étang de Lemps.

Tableau 38. Evaluation de la préférence d'habitat à l'étang de Lemps par l'indice de Jacob.

Type d'habitat (Code CORINE Biotope)	X1=Nombre de localisations (et %)	X2=Surface de l'habitat en m <sup>2</sup> (et %)	Indice de Jacob (Ix)
Bois marécageux d'aulnes (44.91)	0 (0%)	698 (0,2%)	-1
Chênaies-charmaies et frênaies-charmaies calciphiles (41.27)	0 (0%)	26452 (7,8%)	-1
Clairières forestières (31.87)	0 (0%)	1381 (0,40%)	-1
Communautés à Reine des prés et communautés associées (37.1)	0 (0%)	1198 (0,3%)	-1
Cultures (82)	0 (0%)	61840 (18,2%)	-1
Eaux mésotrophes (22.11)	31 (2,7%)	119300 (35,1%)	-0.85
Fourrés médio-européens sur sol fertile (31.81)	0 (0%)	4166 (1,2%)	-1
Groupements à Bidens tripartitus (22.33)	0 (0%)	287 (0,1%)	-1
Pelouses calcaires sub-atlantiques semi-arides (34.32)	0 (0%)	12780 (3,7%)	-1
Petits bois, Bosquets (84.3)	0 (0%)	2107 (0,6%)	-1
Magnocariçaies (53.21)	381 (33,4%)	8321 (2,4%)	<b>0,86</b>
Phragmitaies (53.11)	543 (47,5%)	18632 (5,5%)	<b>0.79</b>
Prairies à Agropyre et Rumex (37.24)	0 (0%)	6970 (2,1%)	-1
Prairies calcaires sub-atlantiques très sèches (34.33)	0 (0%)	762 (0,2%)	-1
Prairies de fauche des plaines médio-européennes (38.22)	0 (0%)	27502 (8,1%)	-1
Recrûs forestiers caducifoliés (31.8)	0 (0%)	673 (0,2%)	-1
Saussaies marécageuses (44.92)	124 (10,9%)	36060 (10,6%)	<b>0,01</b>
Végétation à Phalaris arundinacea (53.16)	0 (0%)	338 (0,1%)	-1
Végétation enracinée flottante (22.43)	63 (5,5%)	10968 (3,2%)	<b>0,26</b>
	<b>Y1</b> (Nombre total de localisations) = <b>1142</b>	<b>Y2</b> (Surface totale du site) = <b>340441</b>	

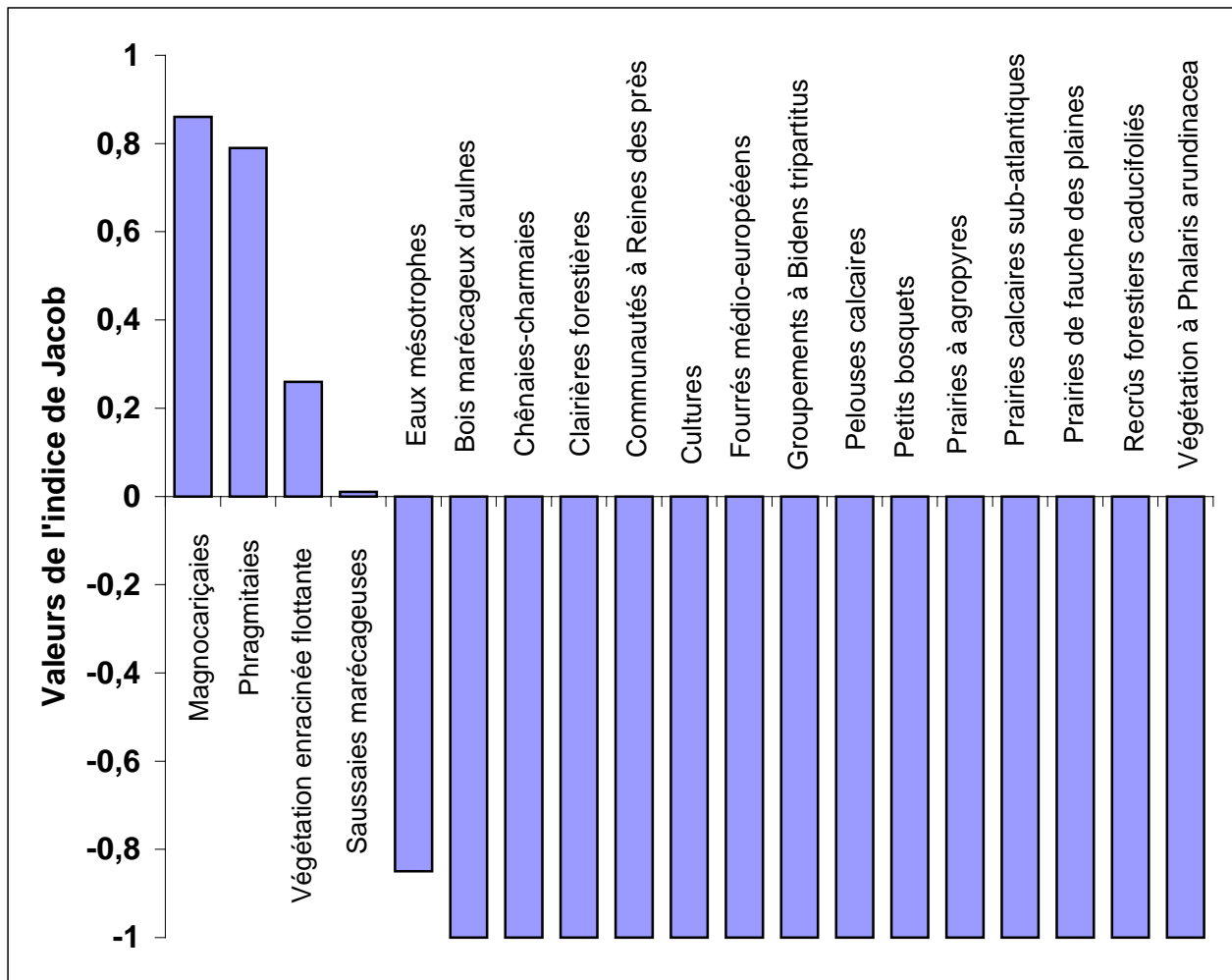


Figure 54. Résultat de l'évaluation de la préférence d'habitat à l'étang de Lempis au cours de l'hiver.

On constate un indice de Jacob positif pour quatre types d'habitats à l'étang de Lempis : les magnocariçaies ( $I=0,86$ ), les phragmitaies ( $I=0,79$ ), la végétation enracinée flottante ( $I=0,26$ ) et les saussaies marécageuses ( $I=0,01$ ). Deux habitats sont particulièrement recherchés pour l'hivernation : les **magnocariçaies** et les **roselières**. Les localisations enregistrées dans la végétation aquatique correspondent à des sorties hors du milieu d'hivernation en début et fin d'inactivité.

Tous les autres milieux ont un indice de Jacob très négatif et sont donc largement évités pendant l'hiver.



## 22.2. Etangs de La Serre :

### 22.2.1. Cartographie des habitats :

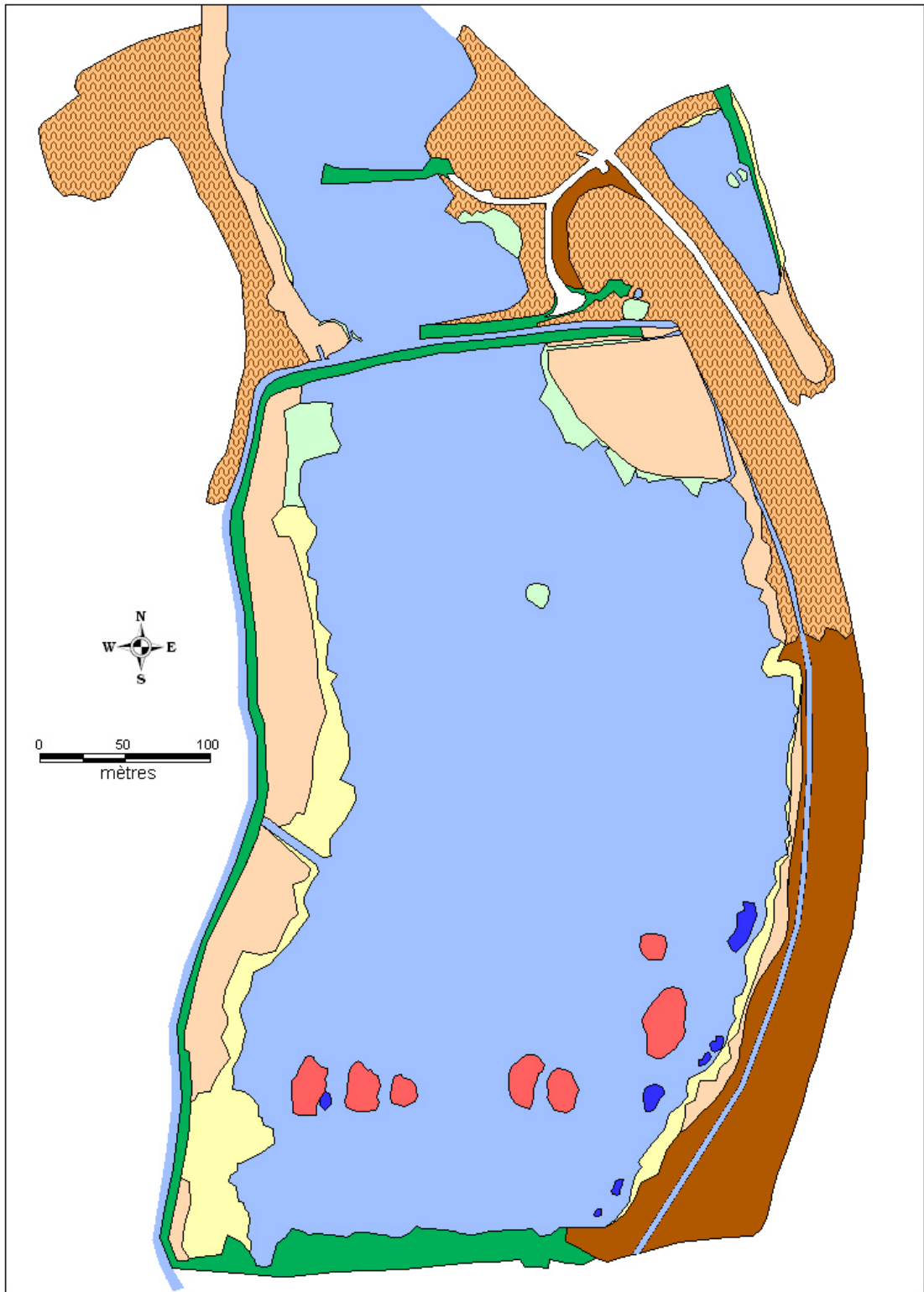


Figure 55. Cartographie des habitats présents aux étangs de La Serre.

## 22.2.2. Evaluation de la préférence pour un habitat :

Tableau 39. Evaluation de la préférence d'habitat aux étangs de La Serre par l'indice de Jacob.

Type d'habitat (Code CORINE Biotope)	X1=Nombre de localisations (et %)	X2=Surface de l'habitat en m <sup>2</sup> (et %)	Indice de Jacob (Ix)
Bois marécageux d'aulnes (44.91)	13 (1,1%)	32204 (12,1%)	-0.84
Chênaies-charmaies et frênaies-charmaies calciphiles (41.27)	0 (0%)	17879 (6,7%)	-1
Eaux mésotrophes (22.11)	65 (5,1%)	163169 (61,1%)	-0.85
Iles à Peupliers (83.321)	0 (0%)	796 (0,3%)	-1
Magnocariçaies (53.21)	115 (9%)	3340 (1,2%)	<b>0,81</b>
Phragmitaies (53.11)	38 (3%)	11070 (4,1%)	-0.16
Saussaies marécageuses (44.92)	1047 (81,9%)	27556 (10,3%)	<b>0,78</b>
Tapis de Nénuphars (22.4311)	0 (0%)	544 (0,2%)	-1
Zones rudérales (43.72)	0 (0%)	10416 (4,0%)	-1
	<b>Y1</b> (Nombre total de localisations) = <b>1278</b>	<b>Y2</b> (Surface totale du site) = <b>266973</b>	

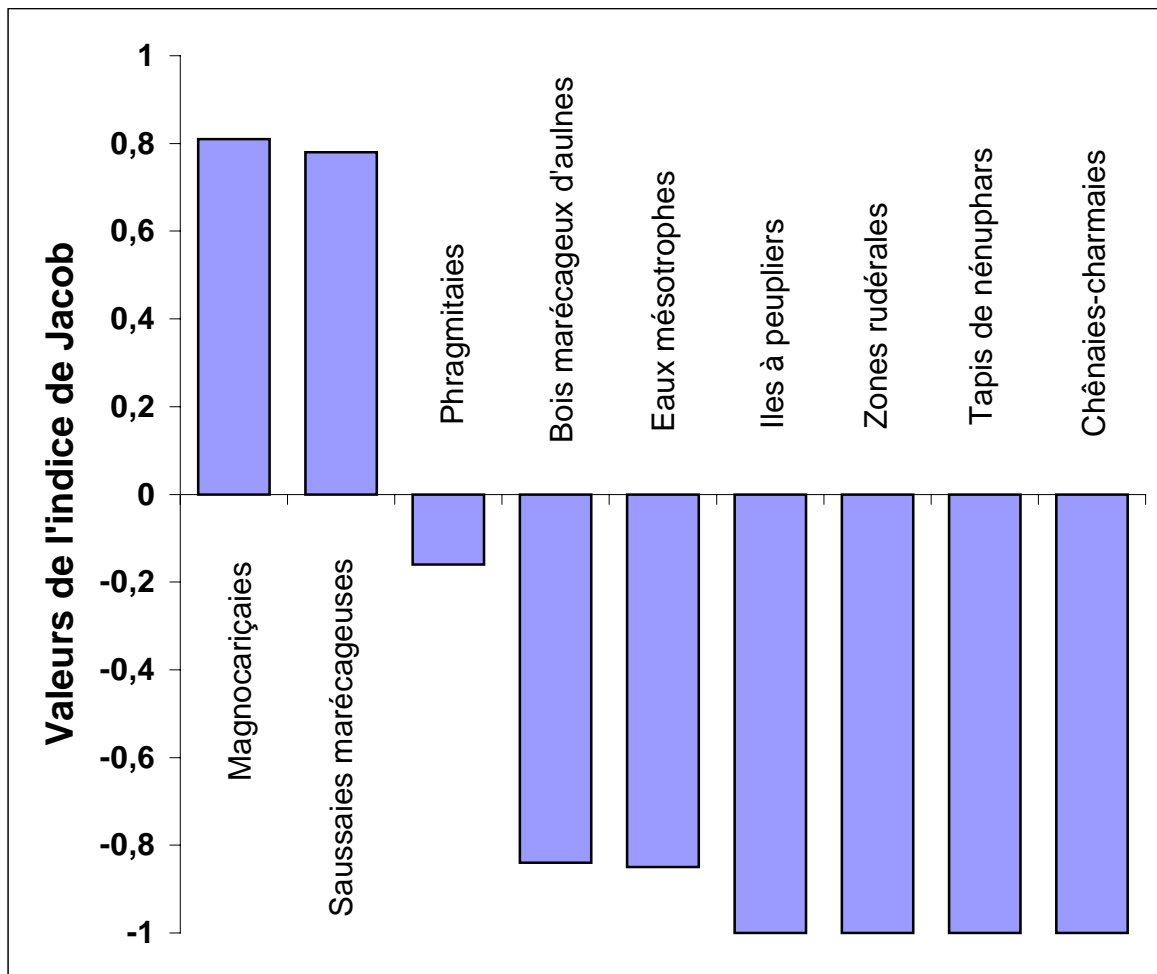


Figure 56. Résultat de l'évaluation de la préférence d'habitat aux étangs de La Serre au cours de l'hiver.

Aux étangs de La Serre deux types d'habitats présentent un indice de Jacob positif : les **magnocariçaies** ( $I=0,81$ ) et les **saussaies marécageuses** ( $I=0,79$ ). Il s'agit des deux habitats recherchés pour l'hivernation. Les phragmitaies sont évitées ( $I=-0,16$ ).

### 22.3. Comparaison entre les deux étangs :

Sur les deux sites on observe une importante recherche des **magnocariçaies** qui représentent ainsi le milieu le plus utilisé au cours de l'hivernation ( $I=0,86$  à l'étang de Lemps et  $I=0,81$  aux étangs de La Serre). Par contre, concernant le deuxième type de milieu utilisé, on constate que les résultats sont très différents sur chaque site : à l'étang de Lemps les individus choisissent majoritairement les phragmitaies ( $I=0,79$ ) tandis qu'ils préfèrent les saussaies marécageuses aux étangs de La Serre ( $I=0,78$ ). Les phragmitaies sont évitées aux étangs de La Serre ( $I=-0,16$ ) et les saussaies peu recherchées à l'étang de Lemps ( $I=0,01$ ).



*Figure 57. Phragmitaie (cliché Raphaël Quesada).*



*Figure 58. Saussaie marécageuse (cliché Raphaël Quesada).*



*Figure 59. Magnocariçaie (cliché StéphanieThienpont).*

Comparons la disponibilité en magnocariçaies, phragmitaies et saussaies marécageuses sur les deux sites d'étude (Fig. 60).

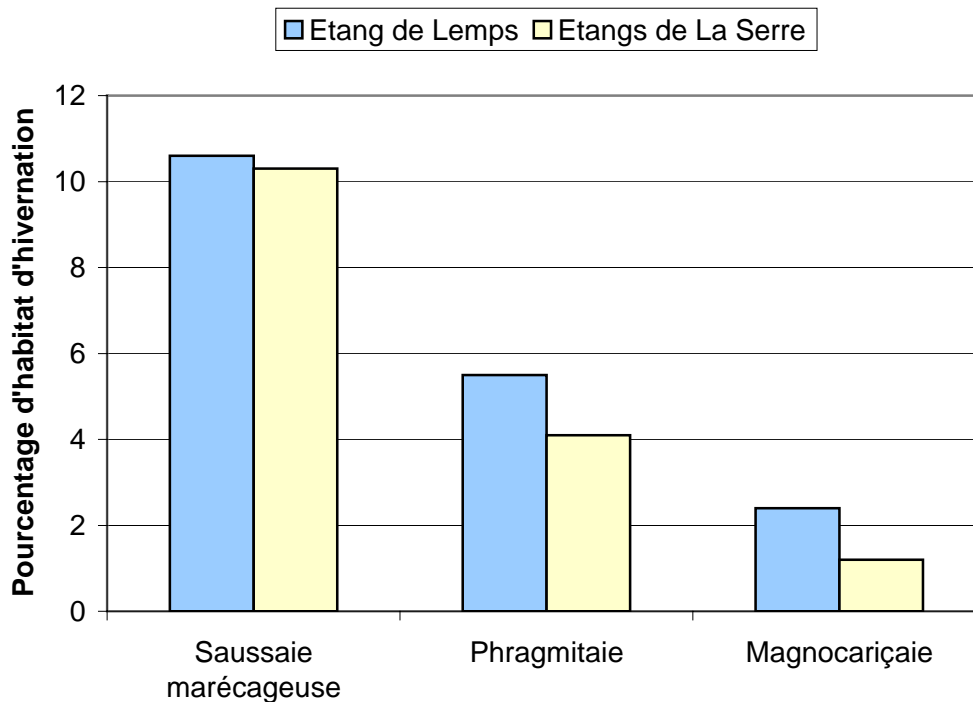


Figure 60. Comparaison des habitats d'hivernation disponibles à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre.

La proportion des trois types d'habitats d'hivernation potentiels est la même sur les deux sites d'étude ( $\chi^2=0,36$ ,  $\text{nddl}=2$ ,  $p=0,01$ ). Pourtant nous avons vu que les deux populations n'utilisent pas les habitats disponibles exactement de la même façon. Plus qu'à la caractérisation globale des habitats, il faut donc s'intéresser aux caractéristiques physiques de ces sites.

## 23. Caractéristiques physiques des sites d'hivernation :

Quel que soit l'habitat concerné, les sites utilisés pour l'hivernation présentent des caractéristiques morphologiques communes :

- proximité de la rive,
- accessibilité (canal, trouée dans la végétation),
- hauteur d'eau n'excédant jamais un mètre,
- couvert végétal important allant de 80 à 100%,
- végétation en décomposition abondante,
- hauteur de vase variant de 20 à 50 cm.

Les animaux semblent tout particulièrement affectionner les saules qu'ils recherchent même dans les habitats où ils sont isolés (roselière, cariçaie).

Des mouvements horizontaux et verticaux ont pu être mis en évidence au cours de l'hiver. Les mouvements horizontaux sont consécutifs aux variations du niveau de l'eau : les individus se déplacent perpendiculairement à la rive de manière à toujours conserver environ la même hauteur d'eau au-dessus d'eux. Une hausse importante du niveau d'eau, comme nous avons pu l'observer au cours de l'hiver 2002/2003, permet aux animaux de rentrer plus profondément dans la végétation et d'accéder à des milieux très fermés (plus riches en saules). Les mouvements verticaux s'observent tout au long de l'hivernation avec les variations de température. Lorsque la température de l'eau diminue, les individus s'enfoncent de plus en plus dans la vase. Lorsque la température de l'eau remonte les individus sortent de la vase et se placent à l'interface entre l'eau et la vase. Dès février, lorsque les journées sont ensoleillées, on peut les observer sous l'eau en position de basking.

Il est intéressant de comparer la température de l'eau des différents milieux d'hivernation sur les deux sites d'études (fig. 61 et 62).

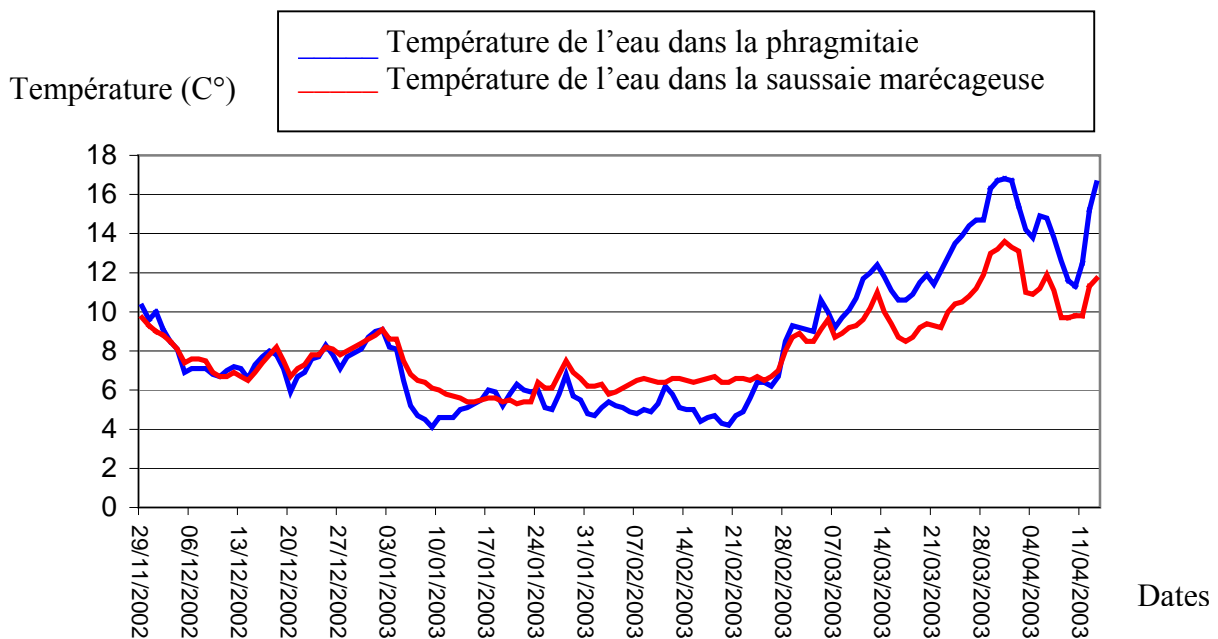


Figure 61. Comparaison de la température de l'eau dans la phragmitaie et dans la saussaie marécageuse aux étangs de La Serre du 29/11/02 au 15/04/03.

Sur la figure 61, on constate que la température de l'eau est légèrement supérieure en janvier et février dans la saussaie marécageuse puis, à partir du mois de mars, elle devient supérieure dans la phragmitaie. La température moyenne de l'eau dans la saussaie marécageuse est de 8,0°C (+/-2,0°C, [5,3-13,6]) tandis qu'elle est de 8,3°C (+/-3,4°C, [4,1-16,8]) dans la phragmitaie. Il apparaît que la saussaie marécageuse bénéficie d'une température moyenne moins élevée que la phragmitaie mais c'est un milieu plus tamponné : les variations de températures y sont moins prononcées. Ceci pourrait expliquer le choix de la saussaie marécageuse plutôt que la phragmitaie pour hiverner. Cependant, si l'on étudie les mêmes critères à l'étang de Lemps, les résultats sont moins marqués.

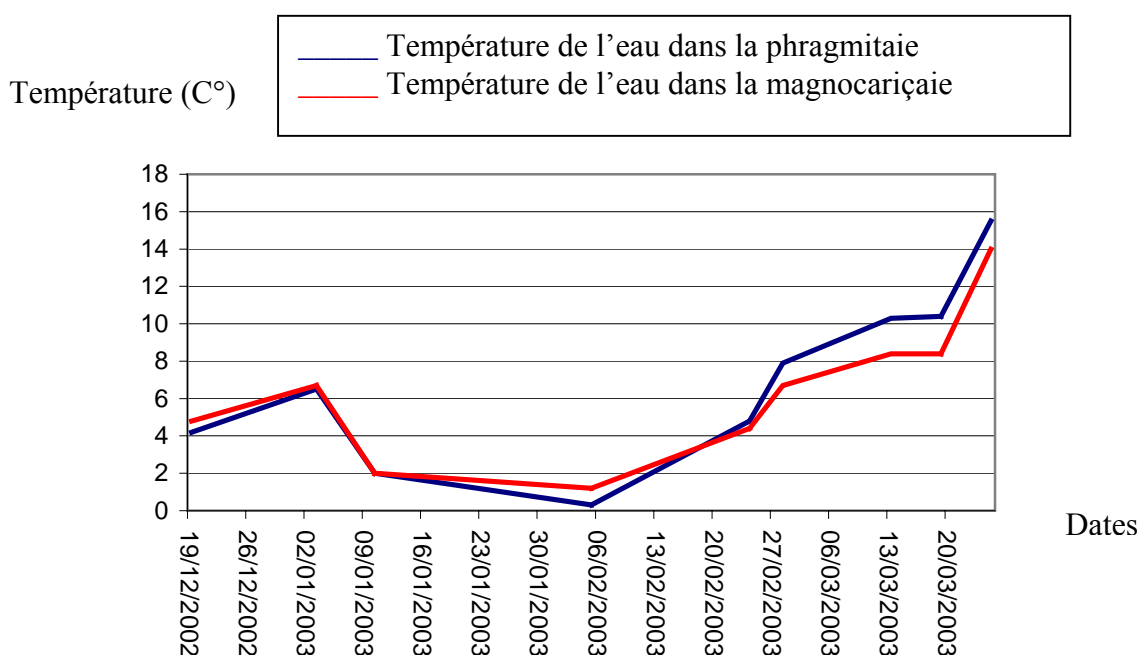


Figure 62. Comparaison de la température de l'eau dans la phragmitaie et dans la magnocariçaie à l'étang de Lemps du 19/12/02 au 15/04/03.

A l'étang de Lemps, la température moyenne de l'eau dans la magnocariçaie est de 6,3°C (+/-3,8°C [2-14]). Dans la phragmitaie elle est de 6,3°C (+/-4,7°C, [0,3-15]). Les deux moyennes sont identiques mais la magnocariçaie est un milieu plus tamponné que la phragmitaie. Si l'on se réfère aux résultats obtenus au paragraphe 24.1, les individus radiopistés à l'étang de Lemps ont une légère préférence pour la magnocariçaie, mais on ne constate pas de rejet pour le milieu le moins tamponné comme c'est le cas aux étangs de La Serre.

Lorsque l'on compare les températures relevées sur nos deux sites d'études, on constate que la température à l'étang de Lemps est plus faible au cours de l'hiver quel que soit le type de milieu (Fig. 63).

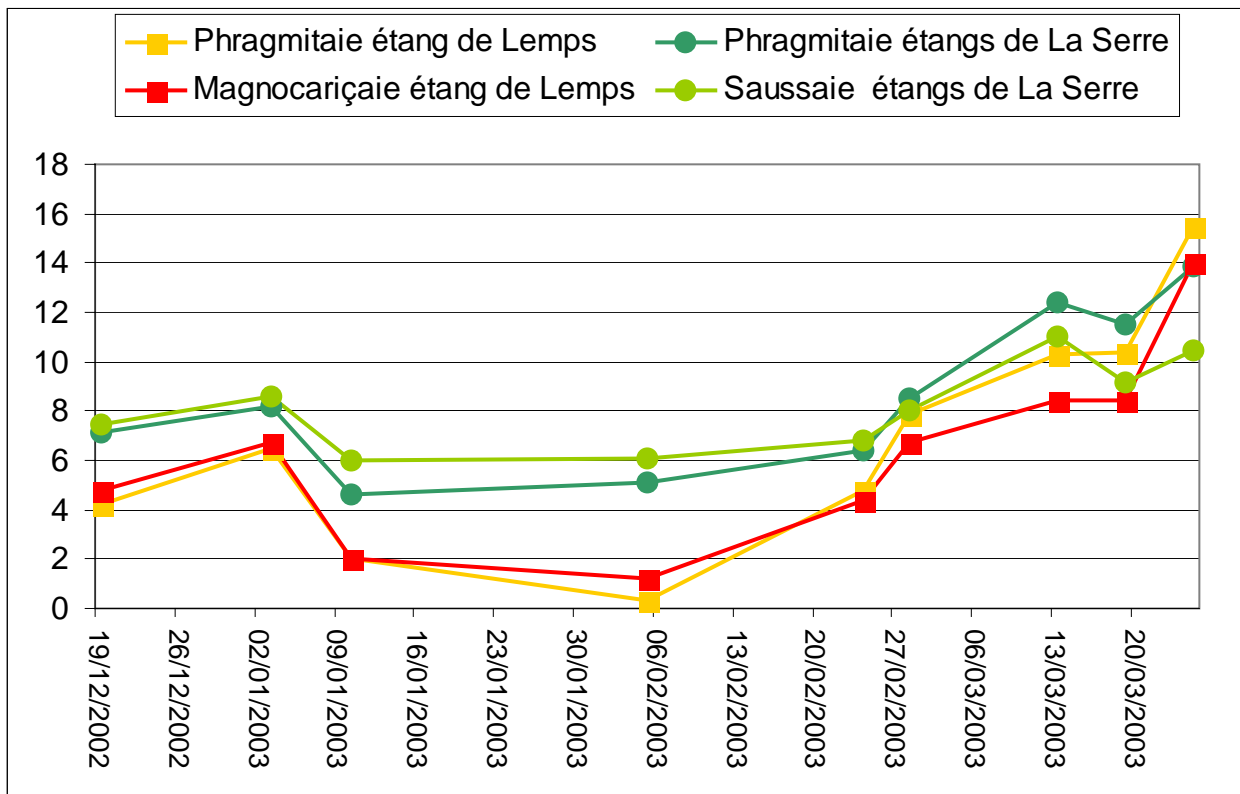


Figure 63. Comparaison de la température de l'eau dans les différents milieux d'hivernation à l'étang de Lemps et aux étangs de La Serre du 19/12/02 au 15/04/03.

L'écart maximum enregistré au cours de l'hiver entre les deux étangs est de 4,8°C et l'écart minimum de 0,6°C, toujours en faveur des étangs de La Serre. Dès le printemps la température de l'eau à l'étang de Lemps remonte et devient supérieure à celle des étangs de La Serre. Ce phénomène s'explique par un volume d'eau moins important et moins renouvelé à l'étang de Lemps, qui permet un réchauffement plus précoce au printemps, ainsi qu'une importante prise au vent du nord, par absence de structures brise vent (digues, îles,...), responsable de températures plus basses en hiver. Ceci se traduit par une sortie de post-hivernation plus précoce pour les individus de l'étang de Lemps.

Le choix du milieu d'hivernation semble se faire non pas en fonction d'une température absolue au sein du site mais plutôt dans le but de limiter les variations de température au cours de l'hiver, d'où le choix de milieux fermés.



## 24. Discussion :

### ➤ Définition de l'hivernation :

Pour définir les différentes phases du cycle annuel de la Cistude, nous avons décidé de nous baser sur des calculs de distances puisque le mouvement est le facteur le plus évident pour différencier l'activité de l'inactivité dans le cadre du suivi annuel de notre population par télémétrie. Cependant les déplacements dépendent de la température corporelle, qui reste le premier facteur permettant de distinguer les périodes actives des périodes inactives, et du métabolisme. Le comportement alimentaire qui témoigne de l'état métabolique est aussi un facteur de détermination. Ces facteurs sont malheureusement beaucoup plus difficiles à évaluer que les distances. La méthode utilisée au cours de cette étude est applicable dans un système de type étang où l'on ne constate pas d'assèchement complet en été.

D'après la méthode utilisée, on observe :

- **une phase active** avec des animaux parcourant en moyenne **84,0** (+/-25,6) mètres par jour aux étangs de La Serre et **86,7** (+/-22,8) mètres à l'étang de Lemps et se trouvant en moyenne à **238,6** (+/-130,8) mètres de leur zone d'hivernation aux étangs de La Serre et à **186,3** (+/-74,1) mètres à l'étang de Lemps,
- **une phase de préhivernation** avec des animaux parcourant en moyenne **32,9** (+/-12,5) mètres chaque semaine aux étangs de La Serre et **25,1** (+/-12,2) mètres à l'étang de Lemps et se trouvant en moyenne à **51,6** (+/-17,1) mètres de leur zone d'hivernation aux étangs de La Serre et à **43,8** (+/-22,8) mètres à l'étang de Lemps. Les animaux se sont rapprochés de leur site d'hivernation et y pénètrent à l'occasion de journées fraîches ou pluvieuses,
- **une phase d'hivernation** avec des animaux parcourant en moyenne **9,8** (+/-5,4) mètres chaque semaine aux étangs de La Serre et **6,2** (+/-3,1) mètres à l'étang de Lemps et se trouvant en moyenne à **5,4** (+/-2,4) mètres de leur zone d'hivernation aux étangs de La Serre et à **4,9** (+/-3,6) mètres à l'étang de Lemps,
- **une phase de posthivernation** avec des animaux parcourant en moyenne **58,9** (+/-36,5) mètres chaque semaine aux étangs de La Serre et **48,3** (+/-28,5) mètres à l'étang de Lemps et se trouvant en moyenne à **45,8** (+/-11,1) mètres de leur zone d'hivernation aux étangs de La Serre et à **46,1** (+/-28,9) mètres à l'étang de Lemps. Les animaux peuvent sortir de la zone d'hivernation à l'occasion de journées douces et ensoleillées. Au cours de cette période on peut observer les individus en insolation.

Les déplacements observés au cours de la phase d'hivernation peuvent avoir plusieurs explications : certains sont dus à des erreurs dans la prise de données. En effet le matériel de radiopistage n'est précis au mètre près que si l'on effectue une localisation au contact de l'animal, ce qui n'a pas toujours été possible au cours de cette étude. Toutefois des mouvements de faibles amplitudes se produisent de manière certaine au cours de l'hivernation lorsque les individus remontent à la surface pour respirer. A plusieurs occasions, nous avons pu observer des déplacements sous la glace, avec des cistudes se dirigeant vers les endroits où la glace avait fondu pour remonter en surface. La quantification de ces mouvements reste très difficile. Des déplacements d'individus au cours de l'hivernation ont été signalés à diverses reprises chez plusieurs espèces de tortues (Gibbons, 1967 ; Schubauer et Parmentier, 1981 ; Lewis et Ritzenthaler, 1997). Chez *Chelydra serpentina*, Brown et Brooks (1994), ont montré que 71% des individus effectuaient des déplacements de moins de un mètre et 5% de plus de 10 mètres alors que l'étang était recouvert de glace. Crocker *et al.* (2000) observent communément une activité sous la glace chez *Chrysemys picta*. Plummer et Burnley (1997),

notent des changements d'hibernacula durant l'hiver (1,8 hibernacula par tortue) chez *Trionyx spiniferus*. Ces changements s'opèrent lorsque les températures dépassent 12°C et sont, en moyenne, supérieurs à 100 mètres. Pour Parde et al. (1999), chez la Cistude, l'hivernation semble parfois s'accompagner de courts déplacements. Naulleau (1991) a quant à lui observé une activité de déplacement aussi bien dans l'eau que sur le sol. De même Dall'antonia et al. (2001) décrivent quelques périodes d'activité durant l'hivernation accompagnées de courts déplacements sur le sol. Rollinat (1934) a pu observer en janvier, par temps doux et humide, quelques individus cherchant à regagner leur lieu de vie estival. Les déplacements de grandes amplitudes (>10 mètres) observés par plusieurs auteurs correspondent vraisemblablement à ceux que nous attribuons à la phase de posthivernation dans notre étude.

➤ Dates et durées des différentes phases de la période d'inactivité :

La définition de quatre classes de distances parcourues et de distances à la zone d'hivernation nous a permis de définir le commencement, la fin ainsi que la durée de chaque phase du cycle annuel. Selon les critères que nous avons retenus, la phase d'inactivité se déroule entre septembre et avril mais sa durée est très variable d'une année à l'autre car fortement soumise aux conditions météorologiques : 219 jours pour l'année 2000/2001, 196,8 jours en 2001/2002 et 158,6 jours en 2002/2003, soit respectivement 60%, 53,9% et 43,4% de la durée totale du cycle annuel.

a) Influence du sexe :

D'après les tableaux 13, 14, 15 et 16, on observe a priori des différences sur la durée et la période des différentes phases d'activité entre les individus des deux sexes. En effet, au cours de notre étude, durant l'hiver 2001/2002, les mâles de l'étang de Lemps ont hiverné plus longtemps que les femelles et sont devenus posthivernants plus tardivement. Aux étangs de La Serre, les mâles ont eu une durée de préhivernation beaucoup plus longue que les femelles et ont dispersé plus vite au printemps. Si l'on se penche plus en détail sur ces résultats, on s'aperçoit que le comportement des mâles et des femelles est différent d'un étang à l'autre et d'une année sur l'autre. Si on avait uniquement un « effet sexe » dans le comportement d'hivernation il devrait être mis en évidence de la même façon pour les deux sites. Cela signifie donc que, **même si le sexe peut déterminer en partie la durée de la phase d'inactivité, il n'est pas le seul facteur mis en jeu**. D'après Lewis et Ritzenthaler (1997), les dates d'arrivée au site d'hivernation chez *Clemmys guttata* ne diffèrent pas significativement entre les mâles et les femelles. Duguy (1997) fait les mêmes constatations chez la Cistude tandis que pour Bertolero (1999), les mâles restent en activité plus longtemps que les femelles à l'automne. Ces deux derniers auteurs s'accordent à dire que les sorties printanières sont plus tardives chez les femelles. Le décalage entre les cycles hormonaux des mâles et des femelles serait à l'origine de cette différence.

b) Influence du milieu :

A un « effet sexe », s'ajoute un « effet milieu » : **la durée de l'hivernation varie en fonction du milieu où se trouve l'individu**. Il est assez logique que, selon l'orientation et la densité de la végétation, les variations de température de l'eau au cours de l'année soient différentes à l'intérieur des différents sites. Ainsi un milieu très fermé se refroidira moins vite à l'automne et se réchauffera moins vite au printemps. Les individus de ces milieux tarderont à sortir de posthivernation et à reprendre leur activité au printemps.

Sur ce point, il est intéressant de comparer les résultats obtenus sur les deux sites. L'étang de Lemps est un système fermé de petite taille : étang unique de 12,6 ha dont l'alimentation en eau se fait par la pluie et les eaux de ruissellement. Les étangs de La Serre, quant à eux, représentent un système ouvert de grande taille : quatre étangs communiquant (28,6 ha) alimentés par un système de canaux reliés à deux ruisseaux. A l'étang de Lemps, la température de l'eau varie plus vite qu'aux étangs de La Serre, elle est fortement soumise à l'importance des précipitations. Aux étangs de La Serre, l'effet d'inertie de la masse d'eau est important et les arrivées extérieures d'eau diminuent les températures à l'automne et au printemps et les augmentent au cours de l'hiver. Ainsi **la durée totale de l'hivernation varie entre les individus des deux étangs selon les événements météorologiques** (pluies importantes, journées ensoleillées, gel,...) **dont l'impact est différent sur les deux étangs**. Les différences de durées d'hivernation sont par conséquent importantes entre les deux sites et entre les différentes années de suivi.

c) Influence des facteurs météorologiques :

La comparaison des résultats obtenus au cours des années successives de suivi permet d'observer **l'importance des conditions météorologiques sur la période et la durée des différentes phases de l'hivernation chez la Cistude**. Chaque phase est soumise aux variations de température : un automne doux et ensoleillé retardera l'entrée en préhivernation, un redoux pendant l'automne rallongera la durée de préhivernation, un printemps précoce diminuera la durée d'hivernation, tandis qu'un refroidissement en avril allongera la durée de posthivernation. Ceci est très visible lorsque l'on compare les distances moyennes mensuelles parcourues par les individus pistés aux températures moyennes mensuelles de l'eau, les deux courbes étant parfaitement corrélées.

De manière globale, la baisse des températures à l'automne est le premier facteur limitant les mouvements. L'entrée en inactivité et la durée de l'inactivité dépendent ensuite de nombreux facteurs : sexe de l'individu, caractéristiques globales de son milieu de vie, choix du site d'hivernation, sensibilité propre de l'individu et probablement de nombreux autres facteurs tels que le rayonnement global, la photopériode, etc.. Il est donc important de rester prudent quant à l'interprétation des résultats et à la généralisation des comportements.

➤ Rôle de la température :

La température reste un facteur limitant de l'activité chez les reptiles et nous avons voulu déterminer à partir de quelle valeur l'activité était possible. Ainsi nous avons constaté que les animaux n'effectuent plus que des **mouvements minimes (hivernation) lorsque la température de l'eau atteint 8,2°C [6,9-9,7]**, par contre **la reprise des déplacements au printemps (posthivernation) se fait à une température de 6,7°C [5-8] et la reprise d'activité à 8,9°C [8,5-10,5]**. La cessation d'activité à l'automne a lieu pour des températures plus élevées que la reprise d'activité au printemps, ceci probablement en raison de la température de l'air plus élevée et de l'insolation plus importante au printemps qui permet de contrecarrer les basses températures de l'eau. La reprise du basking au printemps permet aux animaux de se déplacer même si la température de l'eau est relativement basse : au cours de cette étude, plusieurs individus ont été observés en insolation sur des touffes de carex alors que l'eau était seulement de 6,4°C. La température de l'eau n'est donc pas le seul facteur responsable de la reprise d'activité.

Dans les marais de Brenne, Rollinat (1934) constatait que la plupart des individus prenaient leurs quartiers d'hiver en août et septembre, mais pouvaient rester actifs jusqu'en décembre si l'automne était doux et pluvieux. En Italie, Dall'antonia et al. (2001) décrivent

une cessation de l'activité début novembre quand la température de l'eau se stabilise autour de 10°C. Crocker *et al.* (2000) observent une nette diminution de l'activité chez *Chrysemys picta* lorsque la température tombe en dessous de 4°C. Chez *Clemmys guttata*, les dates de départ sont corrélées positivement avec l'augmentation des températures dans l'hibernaculum (Lewis et Ritzenthaler, 1997). Dans l'ouest de la France, Duguy a observé en 1997 des Cistudes actives au printemps alors que la température de l'eau était de 10°C et celle de l'air de 11,5°C, puis en 1999 alors que l'eau était à 8°C et l'air à 10°C. Pour cet auteur, les sorties au printemps sont dépendantes d'un vent de force limitée (inférieur à 3 Beaufort) et d'une insolation suffisante, mais pas de la température de l'air. Meeske (1999) pense que la cessation et la reprise d'activité dépendent de facteurs endogènes. La réponse est probablement un mélange des deux hypothèses et de l'influence de nombreux autres facteurs perceptibles par les Cistudes.

➤ Déplacements précédant l'hivernation :

Plusieurs individus radiopistés aux étangs de La Serre passent la période d'activité assez loin de leur lieu d'hivernation et quelquefois dans un étang différent. Le retour à la zone d'hivernation implique donc des déplacements qui sont en moyenne de **208,5 mètres**, comprenant un déplacement terrestre pour certains individus. Ces déplacements terrestres n'existent pas à l'étang de Lemps où les individus occupent durant la période d'activité le seul plan d'eau mis à leur disposition et sont en moyenne à une distance de **121,5 mètres** de leur site d'hivernation. Il semble que beaucoup d'espèces de tortues migrent sur des distances significatives pour hiverner (Gibbons et al., 1990). Brown et Brooks (1994), observent chez *Chelydra serpentina* que plus de la moitié des individus suivis utilisent des sites d'hivernation distants en moyenne de 3,9 km de leurs domaines vitaux fréquentés durant l'été précédant et une étude menée dans l'Ohio par Lewis et Ritzenthaler (1997) sur *Clemmys guttata*, montre des individus parcourant jusqu'à 1,5 km pour atteindre leur site d'hivernation. Chez la Cistude Parde, Hurstel et Lefèvre (1999) ont pu observer un changement d'étang avant l'hivernation.

Les raisons qui poussent les individus à s'éloigner de leur zone d'hivernation au printemps sont diverses : rapprochement des sites de ponte et utilisation de sites relais pour les femelles, comportement exploratoire pour les mâles, limitation de la compétition dans l'utilisation des ressources. Ces mouvements de dispersion du groupe se font de manière à occuper un maximum d'espace. Lorsqu'on s'intéresse aux déplacements précédant l'entrée en hivernation, il apparaît nettement que tous les individus convergent vers des sites définis engendrant des phénomènes de regroupement. Les déplacements se font non pas selon une orientation unique, comme on l'entend lorsqu'on parle de migration, mais en direction d'un site où les animaux trouvent des conditions particulières pour hiverner. Lorsque l'on imagine le coût énergétique que peut représenter un tel déplacement, notamment pour les individus qui doivent se déplacer en milieu terrestre, parfois sur de longues distances (l'individu 17 parcourt plus de 900 mètres), on peut penser que la recherche de ce milieu ou le regroupement des individus doit présenter des avantages non négligeables pour l'espèce.

Le calcul des distances inter et intra groupe aux étangs de la Serre et à l'étang de Lemps permet de visualiser le phénomène de dispersion-regroupement au cours du temps pour nos individus radiopistés. Au vu de ces résultats, nous nous sommes interrogés sur la représentativité de nos échantillons d'individus radiopistés sur nos deux sites d'étude : à l'étang de Lemps la population radiopistée donne une image réaliste des habitudes de la population totale tandis qu'aux étangs de La Serre on surestime légèrement le phénomène de regroupement au nord-est. Mais **il existe bien un phénomène de regroupement pendant l'hivernation chez la Cistude** à l'échelle de la population sur nos deux sites d'étude. Le rassemblement des individus au cours de la phase d'hivernation est connu chez diverses

espèces de serpents : *Elaphe longissima*, *Coluber viridiflavus*, *Vipera aspis* (Naulleau, 1984), *Crotalus viridis viridis* (Graves *et al.*, 1986), *Thamnophis sirtalis parietalis* (Masson, 1984) et chez plusieurs espèces de tortues : *Clemmys muhlenbergii* (Ernst *et al.*, 1989), *Chelydra serpentina* (Meeks *et Ultsch*, 1990 ; Brown *et Brooks*, 1994) et *Clemmys guttata* (Lewis *et Ritzenthaler*, 1997).

Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce phénomène.

➤ Sélection de l'habitat :

Les animaux recherchent pour passer l'hiver des conditions particulières liées à un type d'habitat qu'ils ne trouvent que dans des zones restreintes de l'étang. L'agrégation des individus serait donc une conséquence du manque de disponibilité d'habitats favorables sur le site. Nos résultats infirment cette hypothèse. Il existe, en effet, trois types d'habitats utilisés pour l'hivernation : **les phragmitaies, les magnocariçaies et les saussaies marécageuses**. Or l'utilisation de ces habitats varie d'un étang à l'autre alors qu'ils sont présents en proportions quasiment identiques sur les deux étangs. De plus, la superficie utilisée de chaque type d'habitat est très inférieure à la superficie disponible. **La sélection de l'habitat n'est donc pas le facteur responsable de l'agrégation des individus.**

➤ Caractéristiques morphologiques des sites d'hivernation :

Les individus recherchent, au sein de certains types d'habitats, des conditions particulières. L'analyse plus précise des zones d'hivernation montre qu'elles ne sont pas choisies au hasard. Plusieurs facteurs conditionnent le choix :

- **proximité de la rive,**
- **accessibilité (canal, trouée dans la végétation),**
- **hauteur d'eau n'excédant jamais un mètre,**
- **couvert végétal important allant de 80 à 100%,**
- **végétation en décomposition dans l'eau abondante,**
- **hauteur de vase variant de 20 à 50 cm.**

La présence d'une couverture végétale importante (saules, touradons, roseaux) limite la formation de glace lors des périodes de froids intenses et permet un dégel plus rapide par conduction de la chaleur de l'air. La présence d'éléments végétaux (feuilles d'arbres, myriophylles, potamots,...) permet une température de l'eau un peu plus élevée grâce aux processus de décomposition. Ceci peut expliquer la recherche particulière de saules au niveau du site d'hivernation. La présence d'une couche de vase est indispensable pour permettre à l'animal de s'enfouir lorsque la température de l'eau diminue. La température de la vase diminue moins vite que celle de l'eau de par les processus de décomposition, évitant ainsi à l'animal de se retrouver pris dans la glace lorsque toute la colonne d'eau est gelée comme ce fut le cas en 2001/2002. Il est quand même à noter que des individus peuvent se retrouver pris dans la glace, sans que cela n'engendre de conséquences sur leur survie, comme l'ont constaté plusieurs auteurs (Rollinat, 1934, Ozil *et Pamies*, 1985) et comme nous avons pu l'observer pour l'un de nos individus qui est resté prisonnier de la glace du 19 décembre au 5 février. **L'enfouissement des animaux dans la vase n'est pas systématique.** En effet, lorsque les températures sont douces, on peut observer les animaux « posés » à la surface de la vase. L'enfouissement ne se produit que lorsque les températures deviennent trop rigoureuses. Ce comportement s'observe également chez plusieurs espèces de tortues. Chez *Clemmys muhlenbergii*, la température interne peut être régulée par des mouvements verticaux à l'intérieur du substrat en réponse aux variations de températures (Ernst *et al.*, 1989). Ce

comportement est également noté chez *Clemmys guttata* (Lewis et Ritzenthaler, 1997) et chez *Chrysemys picta* (Crocker *et al.*, 2000).

Aux étangs de La Serre, les animaux passent l'hiver dans le canal où la température de l'eau peut être jusqu'à deux degrés supérieure à celle de l'étang au cours de l'hiver. Mais si l'on observe les températures à l'automne on s'aperçoit qu'au moment du choix de l'hibernaculum la température du canal est inférieure à celle de l'étang. L'hypothèse qui consisterait à dire que les animaux choisissent ce site pour sa température plus favorable n'est donc pas défendable. De plus, à l'étang de Lemps, les deux groupes hivernent dans deux milieux où les températures ne sont pas les mêmes, l'un des sites étant plus favorable que l'autre. **La température du milieu ne serait donc pas un facteur déterminant dans le choix du site contrairement à la présence d'une couche de vase.**

Le choix d'un milieu fermé pour hiverner semble également être la règle chez plusieurs espèces de tortues : les sites d'hivernation déjà mis en évidence chez la Cistude lors d'une étude réalisée dans le Bas-Armagnac, en 1999, par Parde, Hurstel et Lefèvre, sont en grande partie encombrés par la végétation : bois mort, plantes aquatiques, accumulation de feuilles mortes. Schneeweiss et Steinhauer (1999) ont quant à eux mis en évidence des sites d'hivernation dans les roseaux et les fourrés de saules morts où l'eau est peu profonde. Pour Meeks et Ultsch (1990), les sites choisis par *Chelydra serpentina* présentent une combinaison entre : a) une eau peu profonde permettant à la tortue de respirer sans avoir à remonter à la surface, mais suffisamment profonde pour ne pas geler jusqu'au fond ; b) un endroit qui gèle en dernier et dégèle en premier ; c) une épaisseur de vase suffisante pour que la tortue puisse s'ensaver ; d) un couvert assuré par la végétation, des racines, des broussailles, des terriers de ragondins ou un surplomb de berge. Ceci procurant des conditions thermiques assez stables et une certaine tranquillité pour l'individu. Lors d'une étude réalisée sur *Chelydra serpentina* (Brown et Brooks, 1994), trois types de milieu d'hivernation ont été mis en évidence : les ruisseaux, les berges de lacs, les sites avec de la vase parfois sans eau. Il n'y avait pas de différence significative de température entre les trois sites. De même, Lewis et Ritzenthaler (1997) ne constatent pas de différence de températures entre les trous utilisés comme hibernaculum par *Clemmys guttata* et ceux qui ne le sont pas. Notre hypothèse qui consisterait à dire que les individus se regroupent parce qu'ils ne trouvent les conditions qui leur conviennent qu'en un site précis est difficilement défendable : aucun facteur différenciant les hibernacula choisis de ceux qui pourraient l'être n'a pu être mis en évidence, en effet il existe sur les deux étangs de nombreux sites répondant aux exigences de l'hivernation et qui restent inoccupés tout l'hiver.

#### ➤ Rôle des signaux chimiques :

L'agrégation, qui comme le souligne Gregory (1987), est une concentration d'individus dans une petite surface telle que la densité dans l'agrégat contraste avec le reste de l'aire d'occupation, peut être due à une attraction mutuelle entre individus liée à des phénomènes chimiques. Chez les tortues, les signaux chimiques dériveraient des glandes cloacales (Masson, 1984). Dans notre cas, l'attraction par l'émission de signaux chimiques ne peut pas s'appliquer aux individus qui effectuent un trajet terrestre pour changer d'étang et rejoindre le groupe. Cette hypothèse à elle seule ne peut encore une fois pas expliquer le phénomène observé.

Une agrégation peut induire une compétition lorsque, par exemple, la ressource alimentaire est insuffisante, mais elle présente aussi des bénéfices. Dans notre cas on peut penser que le regroupement des individus favorise la rencontre du partenaire sexuel. Cette hypothèse, difficilement vérifiable, peut néanmoins être confortée par les observations

réalisées par Ernst (1967) sur *Clemmys guttata*. Cet auteur a observé au mois de mars un regroupement de seize individus en accouplement à proximité de ce qui était probablement une zone d'hivernation. Nous avons plusieurs fois, à l'automne et au printemps alors que les individus étaient regroupés, observé des accouplements lors de la recherche de nos individus radiopistés.

➤ Fidélité au site d'hivernation :

Outre le phénomène de regroupement, on observe chez la Cistude un certain taux de fidélité à la zone d'hivernation :

- **100%** aux étangs de La Serre entre les hivers 2000/2001 et 2001/2002,
- **85,71%** aux étangs de La Serre entre les hivers 2001/2002 et 2002/2003,
- **86,35%** à l'étang de Lemps entre les hivers 2001/2002 et 2002/2003.

Les individus non fidèles à leur zone d'hivernation choisissent une autre zone fréquentée par leurs congénères dans tous les cas à l'étang de Lemps et dans un quart des cas aux étangs de La Serre.

La fidélité ne se limite pas au domaine vital hivernal mais s'applique à l'utilisation globale annuelle de l'espace. Ceci implique une grande constance dans les migrations observées chaque année entre les différentes structures permettant le déroulement complet du cycle de vie.

Brown et Brooks (1994), Nieuwolt (1996) et Lewis et Ritzenthaler (1997) ont mis en évidence ce phénomène respectivement chez *Clemmys guttata*, *Terrapene ornata luteola* et *Chelydra serpentina*. En captivité, Rollinat (1934) avait observé que les cistudes finissaient par connaître l'emplacement de leur lieu d'hivernation. Meeske (1999) a mis en évidence la fidélité au site d'hivernation chez une population de Cistude en Lituanie.

La stabilité spatiale est une stratégie multi-adaptative procurant une grande familiarité avec l'environnement et par conséquent optimisant le taux du « coût-bénéfice » pour l'accès aux ressources et l'évitement du stress (Chelazzi et Carla, 1986). Les mécanismes d'orientation permettant la fidélité à un site chez la Cistude sont complexes. Selon Lebborini et Chelazzi (2000), ils font appel à une simple reconnaissance topographique du milieu, à des signaux chimiques et à la capacité à détecter la salinité de l'eau. Chez la tortue d'Hermann, l'olfaction semble jouer un rôle important dans la reconnaissance du site après déplacement (Chelazzi et Delfino, 1986 ; Chelazzi *et al.* , 1981).

## **25. Conclusion :**

L'hivernation est un phénomène complexe impliquant une multitude de paramètres endogènes et exogènes : rythmes biologiques, facteurs chimiques, facteurs climatiques variés (température, insolation, rayonnement global,...), facteurs environnementaux.

Aucune hypothèse formulée au cours de cette étude n'a pu être clairement démontrée et les simples relations de causes à effet sont à bannir pour expliquer les comportements, parfois surprenants, observés tout au long de ces trois années. Malgré le nombre important de données récoltées, beaucoup de questions restent à élucider sur les mécanismes de l'hivernation. Des études sur le comportement d'hivernation menées sur différentes populations seraient tout à fait intéressantes. D'ores et déjà, des observations réalisées sur une troisième population sauvage de l'Isle Crémieu et sur la population réintroduite du lac du Bourget (Savoie) ont mis en évidence le phénomène de migration-regroupement et la recherche particulière des milieux à saules.

Jusqu'à présent peu prise en compte dans le cadre de la gestion des sites abritant la Cistude d'Europe, la protection des milieux d'hivernation apparaît d'autant plus importante dans la démarche de conservation de la Cistude que l'on constate un fort grégarisme et une philopatrie importante des individus. De plus, la sélection de milieux très fermés et des zones d'atterrissage pour l'hivernation représente un danger non négligeable pour l'espèce en raison du nombre important d'actions de gestion réalisées dans le but d'éliminer ces milieux dont la présence est jugée négative pour le maintien de la biodiversité. Un effort de sensibilisation devra donc être entrepris auprès des gestionnaires pour les convaincre du bien fondé de la présence de ces habitats, en parallèle de milieux plus ouverts, la variété des habitats permettant de maintenir la richesse en espèces animales et végétales.

## **26. Implications pour la conservation de l'espèce :**

La gestion conservatoire d'une espèce suppose une bonne connaissance de sa biologie et de son écologie. L'utilisation de l'espace est un facteur clé, d'autant plus lorsque l'on travaille sur une espèce dont le cycle annuel induit l'utilisation de milieux variés. Ces espèces, dites « multi-habitat », impliquent la protection globale des éléments du paysage lui permettant d'accomplir son cycle de vie. Il s'agit de préserver des unités fonctionnelles (Burel et Baudry, 1999). Chez la Cistude, un effort de conservation est particulièrement apporté à la protection des sites de ponte. Si le renouvellement de la population est bien entendu important, il ne faut pas oublier que la survie adulte est un facteur déterminant dans la pérennité d'une espèce longévive comme la Cistude. L'hivernation est un stade critique chez les reptiles et le risque de mortalité peut-être élevé si les conditions thermiques au sein de l'hibernaculum sont mauvaises (Gregory, 1982). La qualité de l'habitat d'hiver est donc primordiale. Mais il s'agit aussi de proposer une disponibilité suffisante et de gérer ces sites de manière à minimiser les risques pour la Cistude. Or un grand nombre d'opérations d'entretien des étangs et des zones humides sont réalisées durant l'hiver afin de minimiser leur impact sur la faune et la flore. Que les étangs soient gérés dans le cadre de la production piscicole ou dans le cadre d'une réserve naturelle, certaines mesures de gestion s'imposent : entretien des digues et des ouvrages de gestion du niveau de l'eau, contrôle de la végétation aquatique et rivulaire avec notamment limitation de la fermeture du milieu, curage des fossés d'évacuation des eaux. Ces travaux, indispensables au maintien de la productivité d'un étang piscicole ou de la biodiversité, représentent un danger pour les populations de cistudes s'ils sont réalisés au mauvais moment et avec le mauvais matériel. Nous nous sommes intéressés à trois grands types d'action couramment mises en œuvre sur les étangs : l'assec, le curage et le faucardage, et à leurs conséquences possibles sur la Cistude au cours de l'hivernation.

### **26.1. La mise en assec :**

L'utilisation de l'assec est courante dans les étangs utilisés à des fins piscicoles pour récupérer le poisson et améliorer la productivité de l'étang. C'est notamment le cas des étangs des Dombes et de la Brenne. Il est beaucoup moins fréquent sur les autres types d'étangs. En Isle Crémieu, par exemple, les étangs sont gérés à des fins cynégétiques ou pour la pêche de loisir, ce qui ne nécessite pas d'assecs fréquents : l'assec est réalisé pour l'entretien des digues et des ouvrages de gestion du niveau de l'eau et peut se produire tous les 20-25 ans, voire plus.



Il existe deux types d'assec :

- mise en assec estival
- mise en assec hivernal

### 26.1.1. L'assec estival :

➤ Méthode :

Tableau 40. Tableau des différentes opérations réalisées en marge de la mise en assec estival d'un étang (Bachasson, B., 1991).

Etangs en culture-Assec d'été												
Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<b>Hivernation de la Cistude</b>	X	X	X							X	X	X
<b>Vidange</b>		X										
<b>Assec</b>		X	X	X	X	X	X	X	X			
<b>Curage</b>		X	X									
<b>Labour</b>			X									

L'étang est vidangé en février et doit rester en assec jusqu'en septembre où les pluies d'automne vont le remplir progressivement.

Cette vidange permet la réparation des digues et ouvrages de gestion du niveau d'eau, ainsi que la limitation de la progression de la végétation. Elle s'accompagne parfois d'une mise en culture qui fait disparaître la végétation aquatique, améliore la structure du sol et accélère la minéralisation du sédiment. La mise en culture permet aux propriétaires d'obtenir un revenu et donc d'amortir le coût d'utilisation des engins agricoles qui travaillent le sol (Bachasson, 1991). D'après Rouyer (1982), un assec régulier apporte un gain de productivité de 50% aux étangs piscicoles.

➤ Conséquence sur la Cistude :

Ce genre d'assec ne peut être sans conséquence pour une population de Cistude. En février, les tortues sont encore en hibernation, la phase de posthibernation n'a pas encore débuté. Les individus ne sont pas capables d'effectuer de gros déplacements et sont vulnérables car ils viennent de passer la période la plus froide de l'hiver. Un changement d'étang est difficilement envisageable à ce moment là et les opérations de curage des fossés en février/mars ainsi qu'un éventuel labour en mars ne laissent aucune chance aux Cistudes qui se sont envasées.

### 26.1.2. L'assec hivernal :

#### ➤ Méthode :

Tableau 41. Tableau des différentes opérations réalisées en marge de la mise en assec hivernal d'un étang (Bachasson, B., 1991).

Etangs en eau- Assec d'hiver												
Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<b>Hivernation de la Cistude</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>							<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
<b>Vidange</b>											<b>X</b>	
<b>Assec</b>	<b>X</b>											<b>X</b>

Dans ce cas là, la vidange est réalisée en novembre et l'étang reste vide jusqu'en janvier. Ce genre d'assec est réalisé tous les ans pour la récolte du poisson et permet d'éliminer la végétation aquatique par action du gel sur les rhizomes (Bachasson, 1991).

#### ➤ Conséquence sur la Cistude :

Le danger pour la Cistude est limité si aucune action de curage n'est réalisée. Les individus peuvent s'ensaver et ainsi résister au gel. Servan (1991) déclare que les cistudes ne sont que très peu dérangées par cet assec momentané. Au cours de notre étude, nous avons suivi deux individus situés dans une mare asséchée à l'automne. Les deux individus ont passé l'hiver particulièrement rigoureux enterrés sous une vingtaine de centimètres de tourbe alors que le sol était gelé sur plusieurs centimètres. Aucun des deux individus n'est mort.

### 27.1.3. Propositions de gestion :

Dans le cas de l'assec estival, la solution la plus simple consisterait à décaler la vidange à début avril, permettant ainsi aux individus de migrer vers d'autres points d'eau. L'absence de labour et de curage ou à défaut le report à une date plus tardive (mai) pourrait aussi être envisagé. Lors de notre étude, nous avons pu constater que l'un de nos individus confronté à l'assèchement de son site d'hivernation à l'automne, alors qu'il était déjà envasé, entreprenait une migration dès le printemps suivant (début mai) pour retrouver un site en eau.

Dans le cas de l'assec hivernal, l'idéal serait d'effectuer la vidange dès octobre car les animaux sont, à ce moment là, encore capables d'effectuer des déplacements pour changer d'étang.

En Brenne, les étangs piscicoles sont fréquemment asséchés mais il existe pour les populations de cistudes de nombreuses possibilités de migration grâce au nombre important d'étangs gérés à des fins cynégétiques ou dans le cadre de réserves naturelles et donc rarement vidangés. Dans les régions où le nombre d'étang est moins important, la création de mares périphériques peut être une solution intéressante.

Pour les étangs où l'assec est exceptionnel, la vidange doit débuter fin août, laissant ainsi à la plupart des espèces dépendantes du milieu aquatique le temps de finir leur cycle (reproduction, élevage des jeunes, mues,...) et la possibilité de migrer vers un autre site.

L'étang va alors se vider progressivement et les vannes resteront ouvertes jusqu'à l'année suivante. Ce pas de temps présente plusieurs avantages :

- il permet à la faune des milieux aquatiques de migrer vers d'autres sites périphériques,
- il ne laisse pas le temps à d'autres espèces de coloniser ce « nouveau milieu »,
- il permet au sol d'être suffisamment porteur pour permettre l'intervention des engins de travaux en période estivale.

Les pluies d'automne vont alors pouvoir remplir l'étang qui aura retrouvé toute son attractivité au printemps suivant.

## **27.2. Le curage :**

Le curage consiste à extraire la matière et les débris organiques déposés naturellement au fond d'un fossé, d'un canal, d'une rivière ou d'un plan d'eau à l'aide de pelles mécaniques ou d'un outil traditionnel : la baguette, utilisée pour réaliser un curage doux (quasiment disparu depuis les années 50). Cette technique est indispensable au maintien de la circulation de l'eau dans les canaux et permet d'éviter le phénomène d'atterrissement inhérent à toute zone humide. En France dans la plupart des régions, il est réalisé de novembre à fin février, c'est à dire en dehors des périodes de reproduction de la faune et d'épanouissement de la flore. On imagine aisément les conséquences d'un enlèvement de la vase pendant l'hiver, à l'aide d'engins mécaniques, sur une population de cistudes.

Il existe malheureusement peu de solutions à ce problème. Le curage doux qui reste la méthode la plus adaptée aux sites abritant l'espèce est difficilement envisageable pour de grandes longueurs de canaux et en dehors de réserves naturelles. A défaut, un curage effectué d'août à octobre devrait limiter les risques pour la Cistude.

## **27.3. Le faucardage :**

Le faucardage consiste à couper la végétation rivulaire (saules, roseaux, laïches, etc.) et aquatique (nénuphars, potamots, myriophylles, etc.) soit de façon manuelle soit à l'aide de matériels plus lourds : tracteur avec barre de coupe, broyeuse, bateau faucardeur, etc., pour éviter la fermeture du milieu.

En fonction de la végétation concernée et du degré de réouverture de milieu que l'on souhaite atteindre, on peut opérer avec différents moyens et à différentes périodes de l'année. Pour le roseau, par exemple, il existe trois périodes pour la fauche :

- la fauche printanière qui diminue considérablement le développement de la roselière,
- la fauche estivale (avant septembre) qui atténue le développement du roseau,
- la fauche automnale ou hivernale qui permet de dynamiser le roseau (ATEN, 1994).

Pour ce type de fauche, on utilise dans les étangs un tracteur muni d'une barre de coupe. Le danger pour la Cistude est l'écrasement. La fauche printanière, si elle est réalisée après avril, représente un danger limité pour la Cistude, qui fréquente moins les zones de roselière à cette époque, mais pose des problèmes au niveau de l'avifaune nicheuse. La fauche estivale représente un danger très limité pour la Cistude alors en phase active. La fauche automnale ou hivernale est beaucoup plus problématique pour la Cistude alors en hibernation. Bien entendu le problème ne se pose que dans le cas de roselières inondées au moment des travaux, puisque la Cistude ne fréquente pas les zones à sec en hiver. Dans ce cas on peut simplement contrôler le niveau d'eau de l'étang, de manière à maintenir à sec les zones potentiellement utilisées pour l'hivernation et qui doivent faire l'objet de travaux d'entretien.

Les Cistudes présentes sur l'étang se répartiront alors sur d'autres sites d'hivernation. Pour cela, le niveau d'eau sera baissé progressivement dès la fin août et maintenu bas jusqu'à la fin des travaux.

Dans le cas où le contrôle du niveau d'eau n'est pas possible, on peut envisager deux solutions pour palier l'utilisation du tracteur :

- la fauche manuelle,
- le pâturage.

La fauche manuelle de la roselière reste la solution la plus favorable pour les sites abritant la Cistude mais l'utilisation du pâturage extensif peut aussi être envisagée. Le pâturage couplé à une fauche manuelle donne, en plus, de très bons résultats en terme régression des ligneux et de maintien de la biodiversité (ATEN, 1999). La difficulté réside dans l'évaluation de la pression de pâturage qui doit être exercée sur le milieu.

Pour le contrôle de la végétation de ligneux, les méthodes employées, et donc les conséquences, sont les mêmes que pour le roseau. Le contrôle des milieux riches en saules par des méthodes manuelles est tout à fait envisageable et procure des résultats très intéressants (méthode utilisée à l'étang de Lemps). Cette méthode présente l'avantage de permettre une action plus ciblée.

On peut envisager le contrôle de la végétation uniquement par le contrôle du niveau de l'eau : une baisse du niveau de l'eau favorise l'expansion des saules et des roselières, une hausse est au contraire défavorable (ATEN, 2001). Le marnage, qui existe naturellement dans les étangs, peut-être accentué par la gestion du niveau de l'eau. La période de hautes eaux, qui a lieu l'hiver, permet à la Cistude d'accéder aux zones périphériques utilisées pour l'hivernation.

D'une manière générale, la disparition des zones de végétation dense (roselières, saulaies, cariçaies) et des zones d'atterrissement est synonyme de disparition des zones d'hivernation favorables à la Cistude. On veillera donc à toujours conserver sur un étang de petites surfaces de milieux très fermés agrémentés de canaux permettant d'entrer facilement à l'intérieur. Ces zones de végétation dense facilement pénétrables ne sont pas bénéfiques qu'à la Cistude. En effet plusieurs espèces animales affectionnent les canaux situés en milieux fermés. Les libellules utilisent ces chenaux pour la chasse et la ponte. Ils représentent également des zones de frai idéales notamment pour le brochet et des zones d'alimentation pour la plupart des poissons, ainsi que pour plusieurs espèces d'oiseaux : butor, busards des roseaux, hérons. Ils permettent également aux canards plongeurs et de surface ainsi qu'à certains mammifères d'accéder à leur site de reproduction que sont ces zones de végétation dense (Trotignon, 2000).

# **Conclusion générale**

L'utilisation de l'espace mise en évidence chez la Cistude d'Europe au cours de cette étude répond à des phénomènes complexes incluant des paramètres biologiques, physiques et historiques. Le travail réalisé sur la biologie de la reproduction a montré des résultats en accord avec des travaux réalisés précédemment quant à la phénologie des pontes et leur déroulement, mais aussi vis à vis des caractéristiques globales du site sélectionné. L'approche historique de l'évolution du paysage a permis de répondre à plusieurs interrogations portant sur le comportement atypique de certaines femelles. Cette approche peut être d'une grande valeur pour le gestionnaire en lui permettant de mettre en place sur site des aménagements compatibles avec le comportement de la population. Globalement la ponte est dépendante de milieux présentant des caractéristiques physiques particulières, mais la pérennité de l'espèce sur un site ne dépend pas uniquement de la qualité des sites de ponte présents. En effet, les femelles mémorisent leur site et y retournent chaque année. Leur disparition ou leur éloignement ne peuvent alors qu'avoir des conséquences très préjudiciables à l'espèce. De même les fréquents changements de milieux, dus aux activités agricoles, déstabilisent les femelles lors de la sortie pour la ponte. Il faut donc privilégier la présence de sites de ponte favorables proches du milieu de vie, mais également leur stabilité dans le temps. De plus, plus les sites sont nombreux et étendus, plus on diminue les risques de prédation.

L'étude portant sur les sites d'hivernation a débuté avec un grand nombre d'interrogations. Les observations réalisées tout au long du suivi ont permis de mettre en évidence des comportements parfois surprenants. Les principaux résultats peuvent se résumer par un phénomène de «migration-regroupement» des individus qui manifestent une très forte fidélité dans l'utilisation annuelle de l'espace. En effet, il est apparu que les Cistudes migrent à l'automne vers des sites particuliers, parfois situés en dehors du domaine vital utilisé pendant la période d'activité, où elles se regroupent pour hiverner. Les seules caractéristiques physiques de ces sites ne sauraient expliquer le phénomène. La fidélité au domaine vital utilisé pendant la période d'inactivité est très importante.

Au terme de ce travail, qui a pourtant traité deux phases très distinctes du cycle d'activité annuel chez la Cistude d'Europe, ressort très nettement un fort attachement des individus à leur milieu de vie. Il est inutile d'insister sur les implications qu'engendre un tel comportement en terme de conservation de l'espèce. Bien que l'on reconnaisse à la Cistude des capacités d'adaptation remarquables aux changements survenant dans son milieu, il ne faut pas oublier que toute adaptation nécessitant l'exploration de nouveaux milieux n'est pas sans risque. La fragilisation d'une population peut ainsi être causée par la modification de son milieu de vie.

La conservation de la Cistude d'Europe présente un atout non négligeable : la sédentarité de l'espèce permet de protéger aisément l'ensemble des habitats nécessaires à l'accomplissement total de son cycle de vie. Ainsi les différents éléments du paysage utilisés successivement au cours de l'année devront être considérés comme formant une unité fonctionnelle et non comme des entités indépendantes. Les déplacements au sein de cette unité devront être aisés et sans risques. L'idéal, lors de la protection d'un site en vue de la conservation de la Cistude d'Europe, serait donc d'englober dans le périmètre de protection tous les habitats présents entre l'étang et les sites de ponte. Ceci implique de prendre connaissance au préalable de la localisation des sites de ponte et peut induire une zone de protection assez étendue.

La nécessité d'une collaboration entre recherche et gestion prend alors tout son sens. Il est en effet très aléatoire de prendre des mesures de protection envers une espèce avant d'en avoir fondamentalement compris le fonctionnement. Malheureusement les gestionnaires doivent régulièrement agir dans l'urgence sans avoir le temps d'attendre les résultats d'études scientifiques souvent longues. Des efforts sont réalisés depuis peu pour permettre une meilleure communication entre gestionnaires et chercheurs qui occupent chacun une place

déterminante dans cette nouvelle discipline qu'est la biologie de la conservation. Des résultats de cette collaboration dépendront l'efficacité des mesures prises en faveur des espèces et des milieux à protéger.

## **Références bibliographiques**



- ABELLARD, C. (2002). Gestion et conservation de deux populations de Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) en région Nord-Isère : caractérisation des sites de ponte. DAA. Génie de l'Environnement. Préservation et Aménagement des Milieux Ecologie Quantitative. ENSA Rennes. 30p.
- ANDRE, St. (2000). Etude de l'habitat préférentiel de la tortue Cistude (*Emys orbicularis*) en Isle Crémieu. Maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes. Université de Clermont-Ferrand. 35p.
- ANDREAS, B., JENDRETZKE, N. and SCHNEEWEISS, N. (1998). Reproductive ecology data of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Brandenburg, Northeast Germany. *Proceedings of the second Symposium of Emys orbicularis Dresden 96*, **10**, 227-234.
- ATEN (1994). La gestion des zones humides pour l'avifaune. *Fiche 5.8*.
- ATEN (2001). Roselières : gestion fonctionnelle et patrimoniale. *Cahier technique n°63*.
- BACHASSON, B. (1991). Mise en valeur des étangs. *Ed Tec et Doc*. 116p.
- BARBIER, L. & BOULLET, V. & DESREUMAUX, H. (2000). Bilan des 10 ans de gestion pastorale, *Reserve Naturelle Volontaire de Wavrans-sur-l'Aa. Parc Naturel des Caps et marais d'Opale* – Conservatoire Botanique National de Bailleul, 38p.
- BARON, J.G.P., DUGUY, R. (1999). La cistude d'Europe, *Emys orbicularis*, dans le marais du brouage (Charente maritime, France) : croissance, reproduction et déplacements. *Proceedings of the second Symposium of Emys orbicularis*. Pp : 53-54.
- BASSO, R. (2000). Suivi des populations de cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) dans l'Isle Crémieu. BTA GFS. IREO de MONDY. 30p.
- BERTOLERO, A. (1999). Suivi de la population de Cistude, *Emys orbicularis*, dans le delta de l'Ebre (NE Espagne). *Proceedings of the second Symposium of Emys orbicularis*. Pp : 63-65.
- BLANCHET, G. (1993). Le climat de Lyon et de sa région. *Société linnéenne de Lyon*. 48p.
- BLANCHET, G., RICHOUX, P. (1999). Quelques aspects du climat de la région Rhône-Alpes. *Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon*, **68** (10) : 305-320.
- BOBBINK, R. (1989). *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grassland. In Region Wallone, Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (Eds.) : « Gérer la nature ? », Actes colloques Anseremme, 17-20 octobre 1989, 525-528.
- BROWN, G.P., BROOKS, R.J. (1994). Characteristics of and fidelity to hibernacula in a northern population of snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Copeia*, **4** : 222-226.
- BURKE, V.J., and GIBBONS J.W. (1995). Terrestrial buffer zones and wetland conservation: A case study of freshwater turtles in a Carolina bay. *Conservation Biology*, **9**: 1365-1369.

- CADI, A. (2003). Ecologie de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) : Aspects spatiaux et démographiques, application à la conservation. *Thèse. Université Claude Bernard, Lyon 1*. 306p.
- CAGLE, F.R., and CHANEY, A.H. (1950). Turtles populations in Louisiane. *American Midland Naturalist*, **43** : 383-388.
- CHARVET, A. (1846). Catalogue des animaux qui se trouvent dans le département de l'Isère. *Statistique générale de l'Isère, livre II*. Typogr.f.allier & fils.
- CHAUVET. M. & OLIVIER. L. (1993). La biodiversité enjeu planétaire. Préserver notre patrimoine génétique. (Eds.) *Sang de la terre*. 413p.
- CHELAZZI, G., CARLA, M. (1986). Mechanisms allowing home range stability in *Testudo hermanni gmelin* (Reptilia testudinae): field study and stimulation. *Monitore Zool. Ital.* , **20**, pp: 349-370.
- CHEYLAN, M. (1995). Les reptiles du paléarctique occidental. Diversité et conservation. *Thèse Ecole Pratique des Hautes Etudes*. 368p.
- COMMANDANT RICHARD (1952). La tortue de l'île Crémieu. Evocation. *Bulletin mensuel du Groupe d'Etudes Historiques et Géographiques du Bas Dauphiné*. Pp:1009-1013.
- CONGDON, J.D. and GIBBONS J.W. (1983). Turtles eggs: their ecology and evolution .In: *Gibbons. J. W. (Eds.) Life History and ecology of the Slider Turtle, Smithsonian Institution Press, London, p 109-123*.
- CORA Isère (1995). Guide des espèces animales menacées en Isère. *Conseil général de l'Isère*. 40p.
- COSTANZO, J.P., LEE, R.E., WRIGHT, M.F. (1993). Physiological responses to freezing in the turtle *Terrapene Carolina*. *J. Herpetol*, **27**: 117-120.
- CREN (1999). La gestion des milieux naturels de Rhône-Alpes, Marais et tourbières. *Cahiers techniques n°2 et 3*.
- CROCKER, C.E., FELDMAN, R.A., ULTSCH, G.R., and JACKSON, D.C. (2000). Overwintering behavior and physiology of eastern painted turtles (*Chrysemys picta picta*) in Rhode. *Can. J. Zool.*, **78**: 936-942.
- DALL'ANTONIA, L., LEBBORONI M., BENVENUTI S., CHELAZZI M. (2001). Data loggers to monitor activity in wild freshwater turtles. *Ethology Ecology and Evolution*, **13** : 81-88.
- DECOCQ. O. (1996). L'impact des zones fauchées sur les opilions (Aracnida : Opiliones) : première approche. In C.N.B. (EDS.) : « La gestion des pelouses calcicoles », actes du colloque international, Vierves-sur-Viroin, Belgique, 28-31 mai 1996. 117-118.
- DEVAUX, B. (2001). L'hibernation des tortues. *Ed SOPTOM*. 29p.

- DIERSCHKE, H. & ENGELS, M. (1991). Response of a *Bromus erectus* grassland (*Mesobromion*) to abandonment and different cutting regimes. In Esser, Overdieck (Eds.) : "Modern Ecology : Basic and Applied Aspects". Elsevier, Amsterdam. 375-397.
- DINALE, E. (2001). Etude de l'impact du piégeage sur deux population de cistude d'Europe. *Maîtrise Biologie des Populations et des Ecosystèmes*, Université de Lyon. 15 p.
- DUCLOT, B. (2003). Participation à deux études inscrites dans le plan de gestion de la Réserve Naturelle des Etangs de Mépieu. BTS GPN, Lyon. 42p.
- DURANEL, A. (2001). Note bibliographique relative à la gestion des pelouses sèches. Conservatoire Rhône-Alpes des espaces Naturels. 37p.
- DUGUY, R. (1997). Cistude d'Europe, *Emys orbicularis* (Linné 1758). Rapport d'étude sur la population de Saint-Sornin et la Gripperie (Marais de Brouage, Charente-Maritime). SEPRONAS. 12p.
- DUGUY, R. et BARON, J-P., (1998). La Cistude d'Europe, *Emys orbicularis*, dans le marais du Brouage (Char-Mar. ) : cycle d'activité, thermorégulation, déplacements, reproduction et croissance. *Ann. Soc. Sci. Nat. Char-Mar.*, **8** : 781-803.
- DUGUY, R. (1999). Cycle d'activité de la cistude d'Europe, *Emys orbicularis*, dans le marais de Brouage (Charente-Maritime, France). *Proceeding of the second symposium on Emys orbicularis*. Pp: 55-56.
- DUMAS, B. (2002). Impact de la pêche sur la cistude d'Europe (*Emys orbicularis*). Proposition de gestion. *Maîtrise*. Université Paul Sabatier Toulouse III. 40p.
- E.N.G.R.E.F. (1997). CORINE Biotopes. Version originale. Types d'habitats français. 217p.
- ERNST, C.H. (1967). In LEWIS, T.L., RITZENTHALER, J., (1997). Characteristics of Hibernacula Use by Spotted Turtles, *Clemmys guttata*, in Ohio. *Chelonian Conservation and Biology*, **2** (4) : 611-615.
- ERNST, C.H., ZAPPALORTI, R.T., LOVICH, J.E. (1989). Overwintering Sites and Thermal Relations of Hibernating Bog Turtles, *Clemmys muhlenbergii*. *Copeia*, **3** : 761-763.
- FARKAS, B. (2000). The European pond turtle *Emys orbicularis* (L.) in Hungary. In Hödl, W. & Rössler, M., 2000. "Die Europäische sumpfschildkröte" (Eds.) : Stapfia 69, zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums, Neue Folge, **149**, 127-132. 248p.
- FRITZ, U. (2001). Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. *Band 3/IIIA: Schildkröten (Testudines) I (Bataguridae, Testudinidae, Emydidae)*. (Eds.) AULA-Verlag, Wiebelsheim. 289p.
- FRITZ, U. (2003). Die Europäische Sumpfschildkröte Laurenti Verlag. Suppl. Zeitschrift für Feldherpetologie 1, 224p.

- GAY, S. & LEBRAUD, C. (1998). Some notes on the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Gard and Hérault. *Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96*. Mertensiella, **10**, 297.
- GIBBONS, J.W. (1967). Possible Underwater Thermoregulation by Turtles. *Can.J.Zool.*, **45** : 585.
- GIBBONS, J.W. (1990). Temporal and Spatial Movement Patterns of Sliders and Other Turtles. In GIBBONS, J.W., *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Washigton, D.C. und London (Smithsonian Institution Press). Pp : 201-215.
- GRAVES, B., M., DUVALL, D., KING, M., LINDSTEDT, S., L. (1986). In chemicals signals in Vertebrates ecology, evolution and comparative biology. Ed. By D. Duvall, D. Muller-Schwartz and R.M. Silvester. *Plenum press*. Pp:285-304.
- GREGORY, P., T. (1987). Reptilian hibernation. In HEATWOLE. H. F. & TAYLOR. J. (1987). *Ecology of Reptiles*. (Eds.) Surrey Beatty & Sons Pty, Australia. 261p.
- GREGORY, P., T. (1987). Spatial patterns and movements. In GRAVES, B.M., 1995. Aggregation of squamate reptiles associated with gestation, oviposition, and parturition. *Herpetological Monographs*, **9** :102-119.
- GRENOT, C., J., GARCIN, L., VOITURON, Y., HEROLD, J.P., TSERE-PAGES, H. (1999). Nutritional budget and cold tolerance during natural hibernation in the European common lizard (*Lacerta vivipara*). *Proceedings of the 9<sup>th</sup> Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Le Bourget du Lac. Pp:147-159.
- GUILLOT, A. (1841). Notice sur les Chéloniens, Sauriens, Batraciens et Ophidiens qui habitent le département de l'Isère. Prudhomme. 45p.
- HEATWOLE. H. F. & TAYLOR. J. (1987). *Ecology of Reptiles*. (Eds.) Surrey Beatty & Sons Pty, Australia. 261p.
- JABLONSKI A. et JABLONSKA S. (1999). Egg-laying in the European pond turtle, *Emys orbicularis*, in Leczynsko-Wlodawoskie Lake District (East Poland). *Proceeding of the second symposium on Emys orbicularis*. Pp: 141-146.
- JACOB, J. (1974). Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ration and ILEV index. *Oecologica*, **14**: 413-417.
- JONES, R.,L. (1996). Home range and seasonal movements of the turtles *Graptemys flavimaculata*. *Journal of Herpetology*. Vol. 30, **3**, pp: 376-385.
- KELLER, C. (1997). Ecologia de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Donana. *Thèse Universidad de Sevilla*. 197p.
- KELLER, C. (1999). Reproductive ecology of *Emys orbicularis* in southwestern Spain and comparison with other populations. *Proceedings of the second symposium on Emys orbicularis*. pp: 34-38.

- KELLER, C. (2002). Population dynamics of *Emys orbicularis* in Southwestern Spain: implications for conservation and management of long-lived organisms. *3<sup>rd</sup> International Symposium on Emys orbicularis. 18-20 April 2002 Kosice, Slovak Republic.*
- KOTENKO, T.I. (2000). The European pond turtle (*Emys orbicularis*) in the Steppe Zone of the Ukraine. *Stapfia*, **69**, pp: 87-106.
- LARDELLIER, A. (2000). Suivi des populations de Cistudes d'Europe (*Emys orbicularis*) dans le Nord-Isère. BTA. 35p.
- LEBBORONI M. et CHELAZZI G. (1999). Habitat use, reproduction and conservation of *Emys orbicularis* in a pond system in Central Italy. In: BOOTHBY (ed). *Ponds and pond landscape of Europe*. Liverpool. Pp:169-173.
- LEBBORONI M., CHELAZZI G. (2000). Water ward orientation and homing after experimental displacement in the European Pond Turtle, *Emys orbicularis*. *Ethology Ecology and Evolution*, 12, pp : 83-88.
- LEBRETON, Ph. (1977). Atlas ornithologique rhônalpin. *CORA Région*. 120p.
- LEWIS, T.L., RITZENTHALER, J. (1997). Characteristics of Hibernacula Use by Spotted Turtles, *Clemmys guttata*, in Ohio. *Chelonian Conservation and Biology*, **2** (4) : 611-615.
- LO PARVI (2002). Plan d'actions pour les étangs, lacs et autres plans d'eau de l'Isle Crémieu. Phase I : inventaire, atlas communal, propositions d'actions. *Association Nature Nord-Isère Lo Parvi*. 53p.
- LORTET (1887). Observations sur les tortues terrestres et paludines du bassin de la Méditerranée. *Arch. Mus. T IV*.
- LENK, P., FRITZ, U., JOGER, U., and WINKS, M. (1999). Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758). *Molecular ecology*, **8** :1911-1922.
- LYET, A., CHEYLAN, M. (2001). La Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) en Camargue gardoise. Statut des populations et proposition de mesures de protection. Résultats des recherches menées en 2000 et 2001. 71p.
- MAUBERT. P. (1997). Réserve Naturelle de Grand-Pierre et Vitain. Plan de gestion 1997-2001. C.D.P.N.E., Blois.
- MASSON, T. (1984). Reptilian pheromones. In CREWS, D. *Biology of Reptilia*. The University of Chicago Press. Pp: 114-199.
- MEESEKE, M. (1997). Nesting ecology of european pond turtle (*Emys orbicularis*) in South Lithuania. *Acta Zoologica Lithuanica, Biodiversity*, **7**: 138-150.
- MEESEKE, A., C., M. (1999). Habitat requirements of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Lithuania. *Proceedings of the second Symposium Emys*. Pp: 27-32.

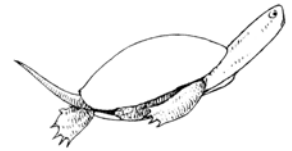
- MEEKS, R.L., ULTSCH, G.R. (1990). Overwintering behavior of snapping turtles. *Copeia*, **3** : 880-884.
- MITRUS, S., and ZEMANEK. M. (2000). Distribution and biology of *Emys orbicularis* (L.) in Poland. In Hölld. W. & Rössler. M., 2000. "Die Europäische sumpfschildkröte" (Eds.): *Stapfia 69, zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums, Neue Folge*, **149**: 107-118.
- MORRIS. M.G. & RISPIN. W.E. (1988). A beetle fauna of oolitic limestone grassland, and the response of species to conservation management by different cutting regimes. *Biol. Cons.*, **43**, 87-105.
- NAULLEAU, G. (1984). Les serpents de France. *Revue Française d'aquariologie*. Université de Nancy. 57p.
- NAULLEAU, G. (1991). Adaptations écologiques d'une population de Cistude aux grandes variations de niveau d'eau et à l'assèchement naturel du milieu aquatique fréquenté. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **58** :11-19.
- NAULLEAU, G. (2000). Reproduction and growth in *Emys orbicularis* under extreme variations in water levels, in Dordogne, France. Proceedings of the second symposium on *Emys orbicularis*, June 1999 Brenne. *Chelonii*, **2** : 49-52.
- NEMOZ, M. (2001). Utilisation du radiopistage pour l'étude du fonctionnement de deux populations sauvages de Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) en Nord Isère. DAA. Génie de l'Environnement. Préservation et Aménagement des Milieux Ecologie Quantitative. ENSA Rennes. 58 p.
- NIEUWOLT, P., M. (1996). Movement, activity and microhabitat selection in the western box turtle, *Terrapene ornata luteola*, in New-Mexico. *Herpetologica*, **52** (4), pp: 497-495.
- OLIVIER, A. (2002). Ecologie, traits d'histoire de vie et conservation d'une population de Cistude d'Europe *Emys orbicularis* en Camargue. Diplôme de l'Ecole pratique des Hautes Etudes. 165p.
- OZIL, B., PAMIES, C., PAMIES, J. (1985). Découverte des Tortues d'Europe. 307p.
- PARDE J-M., HURSTEL S., LEFVRE A.C. (1999). Etude éco-éthologique de la Cistude d'Europe dans le Bas-Armagnac (Gers, France), en vue de sa conservation. *Proceeding of the second Symposium on Emys orbicularis*. Pp : 73-79.
- PIEPGRAS, S., SAJWAJ, T., HAMERNICK, M., LANG, J.W. (1998). Blanding's Turtles (*Emydoidea blandingii*) in the Brainerd/Braxter Region: Population status, distribution and management recommendations. *Final report to the Nongame Wildlife Office, Minnesota DNR, Brainerd, 56401*. 75p.
- PLUMMER, M.V., BURNLEY, J.C. (1997). Behavior, Hibernacula, and Thermal Relations of Softshell Turtles (*Trionyx spiniferus*) Overwintering in a Small Stream. *Chelonian Conservation and Biology*, **2**(4) : 489-493.

- PORCHER, L. (2001). Approche cartographique de l'habitat d'une espèce patrimoniale : La Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*). DEA « Moyennes Montagnes et Milieux ruraux fragiles », Université Blaise Pascal et association Nord-Isère « Lo Parvi ». 42p.
- PRIOL, P. (2002). Etude de l'activité et des patrons de déplacements chez deux populations de cistude (*Emys orbicularis*) du Nord-Isère en vu de leur conservation. Maîtrise. Université de Rennes 1. 46p.
- QUESADA, R. (1998). Plan de sauvegarde de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) dans le département de l'Isère. *Lo Parvi*. 30p.
- RAMADE, Fr. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience. 822p.
- ROLLINAT, R. (1934). La vie des reptiles de la France centrale. *S.H.F.* 337p.
- RÖSSLER, M. (1999). The ecology reproduction of an *Emys orbicularis* population in Austria. *Chelonii vol.2 - Proceedings of the second Symposium of Emys orbicularis*. June 1999, 69-72.
- ROVERO F. et CHELAZZI G. (1996). Nesting migrations in a population of the European pond turtle, *Emys orbicularis*, from Central Italy. *Ethology-ecology et Evolution*, **8**, pp: 297-304.
- ROUYER G. (1982). Aménagement et exploitation des eaux closes. *La maison rustique, Paris*. Pp :70-71.
- SCHNEEWEISS, N., STEINHAUER, C. (1999). Habitat use and migrations of a remnant population of the European pond turtle, *Emys orbicularis*, depending on landscape structures in Brandenburg, Germany. *Proceeding of the second Symposium on Emys orbicularis*. Pp : 235-243.
- SCHNEEWEISS, N., ANDREAS,B., JENDRETZKE,N. (1999). Reproductive ecology data of the European pond turtle (*Emys orbicularis orbicularis*) in Brandenburg, Northeast Germany. *Proceeding of the second Symposium on Emys orbicularis*. Pp: 227-234.
- SCHUBAUER, J-P, PARMENTIER, R-R (1981). Winter feeding by aquatic turtles in southeastern reservoir. *Journal of herpetology*, **15** : 444-445.
- SERAMOUR, C. (1979). Note concernant des pontes et des éclosions de cistudes (*Emys orbicularis*) obtenues en captivité. *Bull. Soc. Herp. Fr.* **12** : 1-6.
- SERVAN, J. et PIEAU, C., (1984). La Cistude d'Europe : mensuration d'œufs et de jeunes individus. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, **31** : 20-26.
- SERVAN. J. (1986). La Cistude dans l'étang a roselière en Brenne. Paris (*Muséum National d'Histoire Naturelle, Laboratoire d'Evolution des systèmes Naturels et Modifiés et Ministère de l'Environnement, S.R.E.T.I.E.*), 45 S.

- SERVAN, J., 1988. La Cistude d'Europe, *Emys orbicularis*, dans les étangs de Brenne, France. *MESOGEE*, **48**, 91-95.
- SERVAN, J. (1991). Usage particulier et traditionnel des étangs : impact de la mise en assec d'un an sur une population de cistude. *Rapport SRETIE (1989)*, Tours, 13p.
- SERVAN, J. (1999). Réflexions sur la gestion des reptiles et des tortues en particulier en France : 1-La protection des espèces. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, **90** : 5-21.
- SOCIETE HERPETOLOGIQUE DE FRANCE (1989). Atlas de répartition des amphibiens et reptiles de France. *SHF et Secrétariat d'Etat chargé de l'Environnement*, DPN. 191p.
- SOULE M., 1986. Viable population for conservation. University Press Cambridge.
- STOREY, K.B., STOREY, J.M. (1992). Natural freeze tolerance in ectothermic vertebrates. *Ann. Rev. Physiol.*, **54** : 619-637.
- TRIPERI, S. and ZUFFI, M.A.L. (2002). Body shape and reproductive strategies of Mediterranean *Emys orbicularis* in Italy. *Abstract of the third international symposium on Emys orbicularis. April 2002, Kosice*.
- TROTIGNON J. (2000). Des étangs pour la vie Améliorer la gestion des étangs. *ATEN, LPO*. 54p.
- WHITE G., GARROTT R. (1990). *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, New York. 383 p.
- WILLEMS. J.H. (1983). Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio.*, **52**, 171-180.
- WILSON, E.O. (1993). La diversité de la vie. *Odile Jacob*, Paris. 496p.
- WILSON, D.S. (1998). Nest-site selection: microhabitat variation and its effects on the survival of turtles embryos. *Ecology*, **79** (6), 1884-1892.
- ZUFFI, M.A.L. (1998). Double egg-deposition in the European pond turtle, *Emys orbicularis*, from central Italy. *Ital. J. Zool.*, **65**: 187-189.
- ZUFFI, M.A.L. (2000). Conservation biology of the European pond turtle *Emys orbicularis* (L.) in Italy. In Höld W. and Rössler M., 2000. Die Europäische sumpfschildkröte (Eds.): *Stapfia* 69, zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums, Neue Folge, **149**: 219-228.
- ZUFFI, M. A. L. & ODETTI, F. (1998). Double egg-deposition in the European pond turtle, *Emys orbicularis*, from central Italy. *Ital. J. Zool.*, **65**, 187-189.



# Annexes



## Annexe I : Présentation de l'association Lo Parvi

L'Association Nature Nord Isère Lo Parvi (signifie « L'épervier » en patois local) a été créée en 1981 et regroupe aujourd'hui plus de 150 adhérents. Régie par la loi 1901 (association à but non-lucratif), son secteur d'intervention correspond au district naturel de l'Isle Crémieu, les communes concernées sont présentées en Annexe 1. Siégeant sur la place de la mairie de St Chef, cette association est agréée par l'Etat pour la protection de la nature et pour les animations dans le cadre scolaire et extra-scolaire.



Lo Parvi

Les actions de Lo Parvi s'articulent autour de trois axes :

◆ Connaître : base de données naturalistes sur les espèces et les milieux de l'Isle Crémieu, participation aux programmes de recherche scientifique nationaux et régionaux, réalisation d'inventaires naturalistes, réalisation du suivi scientifique de deux sites.

◆ Faire connaître : organisation de sorties pour les adhérents et d'animations scolaires, formation de bénévoles et de stagiaires, sensibilisation des élus locaux, conseil aux collectivités et aux particuliers, édition d'une revue naturaliste annuelle et d'une circulaire mensuelle « La plume de l'Epervier », réalisation d'expositions.

◆ Protéger : détermination des espèces et milieux prioritaires à partir de la base de données, mise en place d'une veille écologique sur ces sites ainsi que sur les ZNIEFF (Zones d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique), vigilance sur les problèmes de carrières sauvages, pollutions, destructions de milieux, participation à la mise en place de mesures de protection (arrêté de protection de biotope, réserve naturelle régionale,...).

◆ Structure administrative :

L'association fonctionne avec une Assemblée Générale se réunissant une fois par an pour donner les orientations politiques de l'association et élit le Conseil d'Administration (CA). Ce dernier comprend 12 membres, se réunissant une fois par mois pour définir la politique associative et élire le Bureau. Celui-ci est composé d'un président, un vice-président, un trésorier, un trésorier-adjoint, un secrétaire et un secrétaire-adjoint, qui se réunissent toutes les semaines pour assurer la gestion du personnel et mettre en place la politique du CA. Les membres du CA et du bureau sont des bénévoles.

◆ Personnel :

L'équipe de Lo Parvi comporte quatre permanents salariés : le directeur, un chargé d'études, un animateur, et une secrétaire à mi-temps, ainsi que des stagiaires.

◆ Partenaires :

Lo Parvi est fédérée par la Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature (FRAPNA), elle est également membre de la société botanique Gentiana, de l'Agence pour la Valorisation des Espaces Naturels Isérois (AVENIR), de la Société Linnéenne de Lyon.

Les ressources de l'association proviennent des cotisations, des dons, des subventions de l'état, du département et des communes et des prestations de services (animations, expertises, gestion).

## **Annexe II : Liste des partenaires du Réseau Cistude.**

### Partenaires scientifiques :

- . Université Claude Bernard Lyon 1
- . Ecole Pratique des Hautes Etudes de Montpellier (EPHE)
- . Station Biologique de la Tour du Valat

### Partenaires locaux :

- . Agence pour la Valorisation de Espaces Naturels Isérois Remarquables (A.V.E.N.I.R.)
- . A.V.E.C.
- . Centre Ornithologique Rhône-Alpes (CORA)
- . Centre de découverte de Scamandre
- . Conseil Supérieur de la Pêche (CSP)
- . Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie (CPNS)
- . Conservatoire des Espaces Naturels de Rhône-Alpes (CREN)
- . Conservatoire des Espaces Naturels de Provence
- . E.C.A.T.E.
- . Fondation Pierre Vérots
- . Fédération Rhône-Alpes pour la Nature (F.R.A.P.N.A.)
- . Lo Parvi
- . Nature et Vie Sociale (NVS)
- . Office National de la Chasse (ONC)
- . Office National des Forêts (ONF)
- . Réserve Naturelle du Marais de Lavours
- . S.E.G.A.P.A.L.
- . Ville Nouvelle Environnement

### Partenaires institutionnels :

- . Conseil Général de l'Isère
- . Conseil Général du Gard
- . Conseil Général de Haute-Corse
- . Conseil Régional Rhône-Alpes
- . Directions Régionales de l'Environnement
- . Agence de Bassin

## **Annexe III : Fiche de description des milieux d'hivernation.**

Site :

Date :

Température air :

Observateurs :

IDENTIFICATION INDIVIDU :

N° encoche :

N° pistage :

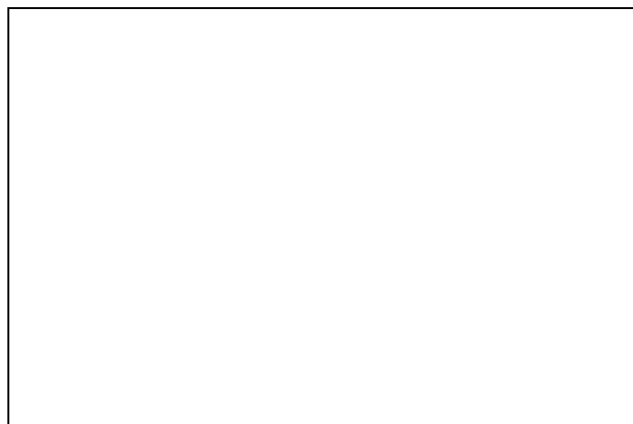
Etat individu :

LOCALISATION INDIVIDU :



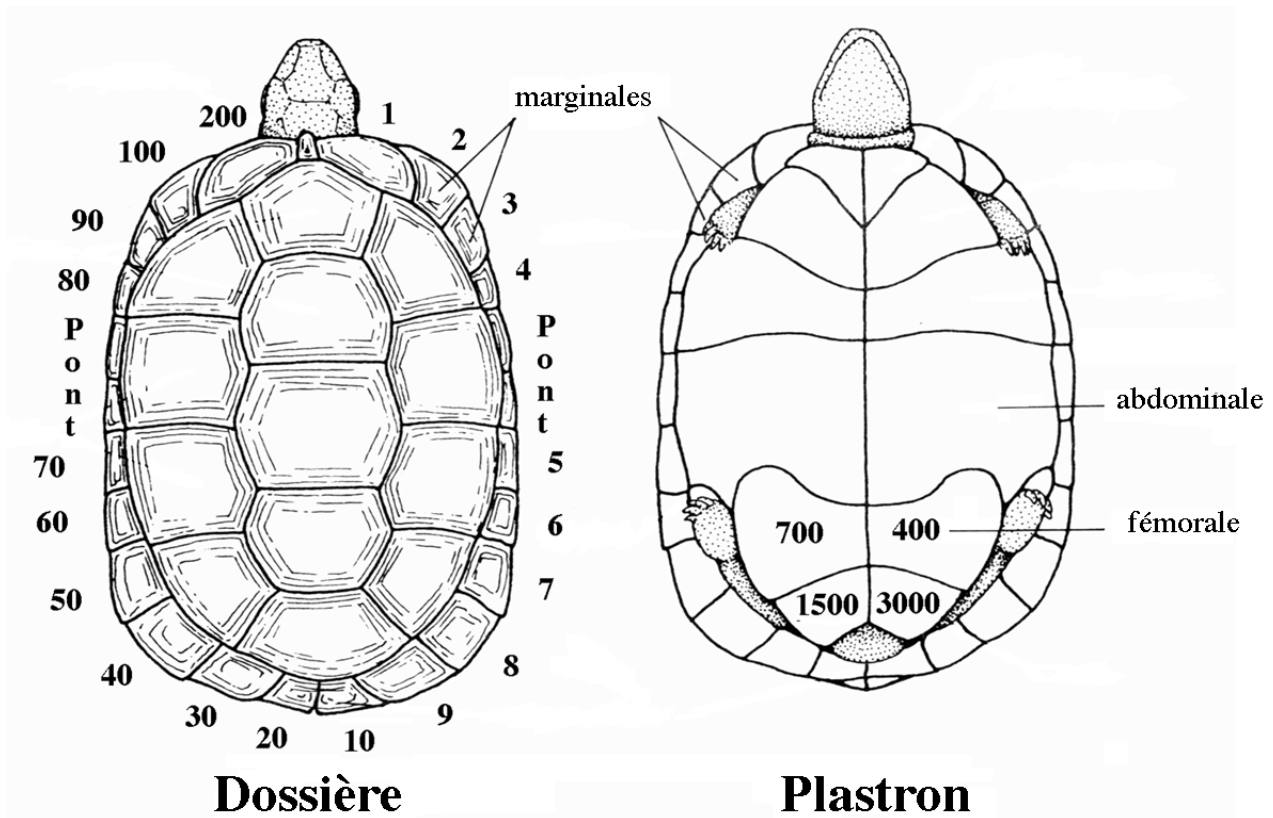
SITUATION INDIVIDU :

Type de milieu :



REMARQUES :

## Annexe IV : Code de marquage utilisé au cours de cette étude



## Annexe V : Emplacement des pièges à l'étang de Lemps.



## Annexe VI : Emplacement des pièges aux étangs de La Serre .

