

ÉVALUATION DE L'IMPACT DES ROUTES SUR LES POPULATIONS DE TORTUES EN OUTAOUAIS, QUÉBEC



Jean-François Desroches
Isabelle Picard

Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent

Réalisé pour le compte du
Ministère des Transports du Québec

Mars 2006

Photos de la couverture : Jean-François Desroches

Remerciements

Nous tenons tout d'abord à remercier M. Richard Laparé, biologiste au ministère des Transports, direction de l'ouest du Québec, pour avoir permis la réalisation de cette étude et pour son aide tout au long de sa réalisation. Nous remercions également le ministère des Transports du Québec qui a financé l'étude.

Nos remerciements s'adressent également à la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, et plus particulièrement MM. David Rodrigue et J. Roger Bider, lesquels ont contribué à la réalisation de cette étude par leur appui constant au projet et par la tenue des rencontres préparatoires. Lors des rencontres, MM. Daniel St-Hilaire, technicien de la faune au ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec, direction régionale de l'Outaouais, et Raymond A. Saumure, biologiste consultant spécialisé dans l'étude des tortues, ont apporté des conseils judicieux quant au choix des sites à étudier et des méthodes utilisées. Nous remercions aussi le parc national de Plaisance, et notamment M. Jean-François Houle, biologiste, pour nous avoir donné accès au parc pour l'étude, de même que pour l'hébergement de plusieurs technicien/nes. Merci également à M. Paul Baby, ingénieur au ministère des Transports du Québec, direction de l'Outaouais, pour sa collaboration au niveau des données concernant le débit de trafic sur les routes à l'étude, et à Etienne Lord, biologiste, pour son aide à la programmation et la prise de données avec les senseurs de température. Nous remercions aussi le Cégep de Sherbrooke pour le prêt de matériel.

Cette étude n'aurait pu être réalisée sans le travail passionné d'une équipe de technicien/nes dévoué/es. Nous remercions ainsi toute l'équipe pour l'excellent travail accompli (par ordre alphabétique) :

Josiane Bergeron
Alain Gagnon
Louis-Philippe Gagnon
Meggy Hervieux
Benoît Lafleur
Steve McLaughlin
Sylvie Moisan
Mathieu Ouellette
Andréa Prévost
Michel Rhéaume
Benoît Rivard
Guillaume Sérafini

Finalement, nous tenons à remercier tout particulièrement tous/tes les propriétaires qui nous ont donné l'accès à leur terrain pour la réalisation de l'étude. Leur collaboration, fort appréciée, a été un gage de réussite de l'étude.

Sommaire

En 2004, la direction de la recherche du ministère des Transports du Québec (MTQ) a commandé la réalisation d'une étude visant à évaluer l'impact des routes sur les populations de tortues au Québec. Cette demande a été faite suite à l'observation depuis plusieurs années de tortues mortes sur les routes et de nids de tortues pillés trouvés le long des routes. De plus, lors des travaux de construction ou d'entretien d'infrastructures, le MTQ est assujéti aux lois relatives à l'environnement et à celles portant sur les espèces en péril, menacées ou vulnérables. Six des huit espèces de tortues du Québec sont considérées rares ou en situation précaire. L'aire d'étude choisie est l'Outaouais étant donné que c'est la région du Québec qui abrite le plus de tortues. L'étude a été divisée en trois volets : 1- Mortalité des tortues sur les routes, 2- Taille et caractéristiques des populations de tortues en bordure des routes, 3- Nidification des tortues en bordure des routes et en milieu éloigné. Des recommandations concernant les actions et les aménagements à entreprendre sont présentées en quatrième partie du rapport.

On évalue qu'environ 200 tortues meurent annuellement sur les routes étudiées, dont 95 % sont d'espèces communes : la Tortue peinte et la Tortue serpentine. La majorité des tortues tuées sont des femelles adultes sauf en ce qui concerne la Tortue serpentine chez qui près de la moitié des victimes sont des immatures. La majorité des tortues mortes étaient à moins de 300 m d'un habitat aquatique et aucune relation n'a pu être établie avec le débit de trafic. Toutefois, le nombre de camions est corrélé avec le nombre de Tortues serpentes mortes. La densité de tortues mortes est de 0,15 tortues/km/année, ce qui est peu compte tenu des nombreuses populations et du nombre généralement élevé d'individus dans celles-ci. Une attention doit cependant être portée dans certains secteurs problématiques, où la densité de tortues tuées est élevée et où des tortues rares figurent parmi les victimes. La Tortue mouchetée est l'espèce la plus vulnérable à la mortalité routière.

Les populations de cinq étangs sélectionnés en bordure des routes ont été étudiées. Les étangs choisis sont petits et isolés, et abritent donc les populations les plus vulnérables à la mortalité routière sur l'aire d'étude. La Tortue peinte est généralement présente sous formes de populations assez importantes pour supporter la mortalité routière actuelle. La Tortue serpentine présente de petites populations mais aucun adulte n'a été trouvé mort sur les routes adjacentes en 2003-2004. La Tortue mouchetée est également présente sous forme de très petites populations, et quelques individus morts démontrent que cette espèce est à risque ou déjà en déclin dans les étangs étudiés. L'arrivée d'immigrants contre-balance en partie la mortalité dans certains étangs. Le sexe ratio des adultes dans les populations n'est pas significativement différent de 1 :1, même si la majorité des victimes sont des femelles, ce qui porte à croire que l'impact de la route est généralement peu important à ce niveau.

Les sites de ponte étudiés en bordure des routes et ceux éloignés ont démontré que la température du substrat et le taux de survie des nids ne diffèrent pas selon l'habitat. La route aurait donc peu d'effet à ce niveau. L'emplacement du site de ponte et le regroupement des nids sont les seules variables expliquant les différences obtenues.

De façon globale, les routes ont un impact jugé faible sur les populations de l'Outaouais, mais des problèmes locaux (densité élevée de mortalité, espèces rares) sont à considérer. Certains aménagements pourraient être réalisés à des sites lorsque pertinent. La sensibilisation du public à la

problématique et la protection d'habitats sont les actions les plus importantes à entreprendre à grande échelle.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	11
AIRE D'ÉTUDE	13
CHAPITRE 1 : MORTALITÉ DES TORTUES SUR LES ROUTES DE L'OUTAOUAIS	14
1.1 MISE EN SITUATION	14
1.2 MÉTHODOLOGIE	15
1.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	17
1.3.1 <i>Caractéristiques des tortues tuées sur les routes</i>	17
1.3.2 <i>Localisation des tortues tuées sur les routes</i>	21
1.3.3 <i>Relation entre les tortues tuées sur les routes et l'habitat</i>	24
1.3.4 <i>Relation entre les tortues tuées sur les routes et le trafic routier</i>	27
1.3.5 <i>Autres variables</i>	29
1.4 CONCLUSION	31
CHAPITRE 2 : TAILLE ET CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS DE TORTUES EN BORDURE DES ROUTES	32
2.1. MISE EN SITUATION	32
2.2. MÉTHODOLOGIE	33
2.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	37
2.3.1 <i>Taille et caractéristiques des populations de tortues étudiées</i>	37
2.3.2 <i>Relation entre la taille et le sexe ratio des populations de tortues et la mortalité sur les routes adjacentes</i> ...	44
2.4. CONCLUSION	47
CHAPITRE 3 : NIDIFICATION DES TORTUES EN BORDURE DES ROUTES ET EN MILIEU ÉLOIGNÉ	49
3.1. MISE EN SITUATION	49
3.2. MÉTHODOLOGIE	51
3.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	56
3.3.1 <i>Température du substrat</i>	56
3.3.2 <i>Taux de prédation sur les nids</i>	63
3.3.3 <i>Succès d'éclosion des nids</i>	67
3.3.4 <i>Compaction du sol</i>	68
3.4. CONCLUSION	69
CHAPITRE 4 : RECOMMANDATIONS	70
4.1. SUIVI DES POPULATIONS DE TORTUES	70
4.2. PROTECTION DES HABITATS	70
4.2.1 <i>Superficie</i>	70
4.2.2 <i>Corridors de dispersion</i>	71
4.2.3 <i>Viabilité des populations</i>	72
4.3. MODIFICATIONS DES CARACTÉRISTIQUES DES ROUTES	72
4.4. ENTRETIEN DES ACCOTEMENTS	73
4.5. TRAVERSES DE TORTUES.....	73
4.6. PROTECTION DES NIDS	76
4.7. AMÉNAGEMENT DE SITES DE PONTE ALTERNATIFS	77
4.8. PANNEAUX DE SIGNALISATION	79
4.9. SENSIBILISATION DU PUBLIC.....	79
CONCLUSION GÉNÉRALE	80
LISTE DES RÉFÉRENCES	82

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1.** Caractéristiques (espèce, stade, sexe) des tortues écrasées sur les routes de l'Outaouais en 2003 et 2004, durant la période de ponte
- Tableau 2.** Caractéristiques des tortues écrasées trouvées sur les routes de l'Outaouais en 2003 et 2004, en dehors de la période de ponte
- Tableau 3.** Nombre de tortues écrasées recensées sur chacune des routes de l'Outaouais inventoriées en 2003 et 2004
- Tableau 4.** Secteurs des routes inventoriées où la densité de tortues écrasées est de 0,5 tortue/km/année ou plus
- Tableau 5.** Proportion des tortues écrasées de chacune des espèces retrouvées à différentes distances d'un habitat aquatique, sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004
- Tableau 6.** Pourcentage de classification correcte de la présence et de l'absence de tortues mortes selon l'équation de l'analyse discriminante
- Tableau 7.** Localisation et caractéristiques des étangs sélectionnés pour l'étude des populations de tortues en Outaouais en 2004
- Tableau 8.** Nombre de tortues capturées (excluant les recaptures) dans chaque étang étudié en Outaouais en 2004, selon l'espèce, le sexe et le stade
- Tableau 9.** Nombre de tortues adultes marquées et recapturées selon les espèces et les populations, dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004
- Tableau 10.** Nombre de captures (incluant les recaptures) de tortues adultes par sexe et par espèce, selon les différentes méthodes utilisées dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004
- Tableau 11.** Taille estimée et densité des populations de Tortues peintes adultes, et nombre d'adultes des autres espèces, à chacun des sites étudiés en Outaouais en 2004
- Tableau 12.** Sexe ratio absolu des populations de tortues adultes dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004
- Tableau 13.** Nombre et caractéristiques des tortues mortes recensées en 2003-2004 sur les routes adjacentes aux étangs sélectionnés pour l'évaluation des populations
- Tableau 14.** Caractéristiques et localisation des sites de ponte de tortues étudiés en Outaouais en 2004
- Tableau 15.** Résultats du suivi des nids selon les sites, pour les nids dont la femelle en ponte a été observée

Tableau 16. Nids de tortues trouvés après la période de ponte, selon les sites, l'habitat et leur statut

Tableau 17. Taux de prédation et taux de survie des nids de tortues suivis en 2004 en Outaouais, selon le type d'habitat

Tableau 18. Intervalle de temps entre la ponte et la prédation des nids de tortues suivis en Outaouais en 2004

Tableau 19. Taux de prédation des nids de tortues selon la taille des regroupements

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation de l'aire d'étude

Figure 2. Localisation des routes à l'étude et des tortues mortes sur les routes en Outaouais en 2003-2004

Figure 3. Nombre de tortues écrasées sur les routes en fonction de la distance de l'habitat aquatique le plus proche

Figure 4. Localisation des étangs sélectionnés en Outaouais pour l'étude sur les populations de tortues, en 2004

Figure 5. Localisation des sites de ponte de tortues étudiés en Outaouais en 2004

Figure 6. Températures moyennes dans les nids de tortues selon l'heure de la journée

Figure 7. Températures journalières moyennes dans les nids de tortues selon la date

Figure 8. Panneau avertissant de la présence de tortues

INTRODUCTION

Les tortues sont des animaux en situation précaire au Québec, s'y retrouvant à la limite nordique de leur distribution. Les conditions de survie y sont difficiles compte tenu des fluctuations extrêmes du climat (Cook 1984). Le climat rigoureux qu'on y retrouve, des même que les étés relativement courts, constituent une barrière importante à la survie de ces animaux ectothermes. Les conditions météorologiques extrêmes offrent aussi des conditions d'hibernation difficiles (Taylor et Nol 1989; Brown *et al.* 1994), et le faible nombre de degrés-jours limite la période propice à l'incubation des œufs. La température trop fraîche est un facteur limitant important dans la répartition nordique des tortues, en empêchant le développement des embryons jusqu'à l'éclosion, en tuant les jeunes dans le nid ou en produisant des jeunes moins performants (St. Clair et Gregory 1990; Brooks *et al.* 1991b; Bobyn et Brooks 1994; Brown *et al.* 1994; Cunnington et Brooks 1996; Standing *et al.* 1999; 2000).

À leur limite nordique, les tortues ne produisent généralement qu'une seule ponte par année, et plusieurs femelles ne pondent pas à chaque année (Gemmell 1970; Tinkle *et al.* 1981; Congdon *et al.* 1983; MacCulloch et Secoy 1983; Christens et Bider 1986; Congdon *et al.* 1987; Standing *et al.* 1999; 2000). La température plus froide retarde également la croissance des tortues (Galbraith *et al.* 1989) et leur maturité sexuelle y est également tardive (Tinkle 1961; Galbraith *et al.* 1989; Brooks *et al.* 1991b). Tous ces facteurs exercent une pression additionnelle sur le taux de survie car chaque année représente un risque de mortalité. Il en résulte des populations plus vulnérables aux perturbations.

Parmi les huit espèces de tortues d'eau douce habitant le Québec, six figurent sur la liste des vertébrés susceptibles d'être désignés menacés ou vulnérables ou sont ainsi désignées (FAPAQ 2005). La Tortue-molle à épines (*Apalone spinifera*) y est désignée menacée (Gazette officielle du Québec 1999), la Tortue des bois (*Glyptemys insculpta*) et la Tortue géographique (*Graptemys geographica*) y sont désignées vulnérables (Gazette officielle du Québec 2005), et la Tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*) de même que la Tortue musquée (*Sternotherus odoratus*) obtiendront sous peu un statut légal (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec 2005). Au niveau du Canada, ces tortues sont toutes considérées menacées ou en situation préoccupante (COSEPAC 2002a; 2002b; 2002c; 2005; Litzgus et Brooks 1996). Au niveau mondial, environ les 2/3 des espèces de tortues sont considérées en situation préoccupante (Klemens 2000; IUCN 2004).

Au Québec, la problématique des espèces menacées ou vulnérables est devenue un enjeu inéluctable dans les études d'impact et les démarches d'obtention d'autorisations tant au niveau provincial que fédéral : Loi Canadienne d'Évaluation Environnementale (LCÉE), Loi sur la Qualité de l'Environnement (LQE), Loi sur la Conservation et la Mise en Valeur de la Faune (LCMVF), Loi sur les espèces menacées (LEM), ainsi que les règlements afférents. Ces lois et règlements s'appliquent aux projets de construction ou d'entretien des routes lorsqu'ils sont notamment à proximité de milieux humides. Les inventaires ou relevés fauniques exigés dans ce contexte révèlent fréquemment la présence de nids de tortues dans les accotements des routes, et de nombreuses observations de tortues mortes écrasées sur les routes ont été rapportées. Les autorisations d'effectuer des travaux de construction ou d'entretien, délivrées par les autorités gouvernementales responsables de la faune et de l'environnement, nécessitent l'application de mesures d'atténuation et de compensation pour lesquelles très peu de données et d'études sont disponibles. Il en découle parfois des différends et des délais entre le ministère des Transports et les organismes impliqués

dans l'émission des autorisations. Ces délais sont davantage étirés lorsque l'impact des travaux à effectuer est tout à fait inconnu et que des études supplémentaires doivent préalablement être effectuées. La problématique de la présence de tortues en bordure des routes est davantage présente dans le sud du Québec, notamment en Outaouais, en Montérégie et en Estrie.

Parmi les principales menaces aux espèces identifiées par le plan de rétablissement de cinq espèces de tortues du Québec (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec 2005), certaines sont directement ou indirectement reliées aux infrastructures routières : la modification et la perte d'habitats, la prédation des œufs et des adultes par des prédateurs favorisés par les activités humaines, et l'isolement et la mortalité causées par les routes. Ces différentes menaces ont fait l'objet d'une importante étude réalisée en Outaouais en 2004. Cette étude, qui visait à évaluer l'impact des routes sur les populations de tortues, a porté sur les éléments suivants : mortalité des tortues sur les routes, taille et sexe ratio des populations de tortues en bordure des routes, et comparaison de la température du substrat, du taux de prédation et du succès d'éclosion des nids de tortues en bordure des routes par rapport à ceux éloignés des routes. Le présent rapport présente et analyse les résultats obtenus puis on y retrouvera des recommandations pour le futur.

Cette étude, qui constitue une première au Québec autant au niveau de son contenu que de son importance dans le temps et l'espace (plusieurs mois, sur plusieurs sites répartis sur un immense territoire), permettra de répondre à plusieurs questions pour lesquelles nous ne disposons d'aucun élément concret à ce jour. L'étude concerne toutes espèces de tortues ayant pu être recensées, tous les stades leur cycle de vie (œufs, jeunes, adultes) et plusieurs problématiques importantes : mortalité sur les routes, effet de cette mortalité sur la taille des populations de tortues et sur le sexe ratio, et finalement impact des routes sur la nidification des tortues.

AIRE D'ÉTUDE

L'étude s'est déroulée dans la région de l'Outaouais, située dans l'extrême sud-ouest du Québec (figure 1). Le territoire concerné par la présente étude couvre approximativement 7 500 km² et sa limite sud est constituée de la rivière des Outaouais. Le long de cette grande rivière, on retrouve les Basses-Terres du Saint-Laurent, qui s'étendent en largeur sur 1 à 14 km et qui sont bordées au nord par le Bouclier Canadien.

En excluant la ville de Gatineau, principale zone urbaine de la région, le territoire de l'Outaouais est principalement occupé par l'agriculture et des boisés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, et par le milieu forestier dans le Bouclier Canadien. Il s'agit d'une région relativement peu développée où la forêt occupe au total presque 90 % du territoire et où l'agriculture n'en occupe qu'environ 5 %. Les milieux humides sont bien représentés le long de la rivière des Outaouais tandis qu'ailleurs, les rivières, les lacs et les étangs sont bien distribués et couvrent environ 10 % du territoire.

Les principales routes de l'Outaouais sont l'autoroute 50, reliant présentement Gatineau à Buckingham vers l'est, la route 148, qui s'étend d'ouest en est de l'aire d'étude à distance variable de la rivière des Outaouais, et l'autoroute 5 et la route 105, toutes deux débutant à Gatineau et s'étalant vers le nord sur toute l'aire d'étude le long de la rivière Gatineau.

L'aire d'étude est située dans le domaine bioclimatique de l'érablière à Caryer cordiforme et de l'érablière à Tilleul et, dans le nord-ouest et le nord-est, dans celui de l'érablière à Bouleau jaune (Saucier *et al.* 1998). La longueur de la saison de croissance y est de 170-190 jours et le nombre de degrés-jours de croissance oscille entre 2600 et 3400 °C (Robitaille et Saucier 1998). Les conditions météorologiques qu'on y retrouve sont ainsi parmi les plus clémentes au Québec.

À cause de sa situation géographique, de son climat doux et de la présence de nombreux habitats adéquats, la région de l'Outaouais est, après la Montérégie, celle abritant le plus d'espèces à statut précaire au Québec (Tardif *et al.* 2005). C'est également dans cette région que l'on retrouve le plus grand nombre d'espèces de tortues au Québec et la plus forte abondance (Desroches et Picard 2005). La presque totalité des huit espèces de tortues d'eau douce de la province y ont été recensées (Cook 1984; Bider et Matte 1994; Desroches et Rodrigue 2004).



Figure 1. Localisation de l'aire d'étude

CHAPITRE 1 : MORTALITÉ DES TORTUES SUR LES ROUTES DE L'OUTAOUAIS

1.1 Mise en situation

Les routes constituent une cause importante de mortalité chez plusieurs espèces animales et elles peuvent affecter négativement certaines populations d'espèces rares (Stoner 1925; Davis 1934; Scott 1938; Knobloch 1939; Haugen 1944; van Gelder 1973; Seigel 1986; Doroff et Keith 1990; van der Zee *et al.* 1992; Rosen et Lowe 1994; Buhlmann 1995; Fahrig *et al.* 1995; Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Mumme *et al.* 2000; Dodd *et al.* 2004). Les reptiles sont particulièrement vulnérables à la mortalité routière (Campbell 1953; 1956; Blair 1976; Dodd *et al.* 1989; Doroff et Keith 1990; Bernardino et Dalrymple 1992; Rosen et Low 1994; Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Roberts 2000). La mortalité routière a été identifiée comme cause importante, voire principale, de mortalité chez certaines populations de tortues (Metcalf et Metcalf 1985; Gibbons 1987; Doroff et Keith 1990; von Seckendorff Hoff et Marlow 1997; Wood et Herlands 1997; Mitchell et Klemens 2000; Haxton 2000; Aresco 2005b).

Les tortues sont particulièrement vulnérables à la mortalité routière car elles effectuent parfois des déplacements terrestres et se déplacent lentement. Elles se déplacent pour trouver des sites de ponte (femelles), pour trouver une partenaire (mâles), pour quitter le nid et retourner à l'eau (nouveaux-nés), pour changer d'habitat s'il s'avère inadéquat, ou (selon les saisons) dans le but de trouver des habitats d'alimentation et d'hibernation (Cagle 1944; Sexton 1959; Gibbons 1968b; 1969; 1970; Gibbons *et al.* 1983; Strang 1983; Rowe et Moll 1991; Buhlmann 1995; Tuberville *et al.* 1996; Claussen *et al.* 1997; Bodie et Semlitsch 2000; Gibbons *et al.* 2001; Arvisais *et al.* 2002; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003). Les femelles choisissent souvent l'accotement des routes pour pondre (Gemmell 1970; Linck *et al.* 1989; Ashley et Robinson 1996; Blair 1976; Boarman *et al.* 1997; Buech *et al.* 1997; Wood et Herlands 1997; Hall *et al.* 1999; Haxton 2000; Browne 2003; Forman *et al.* 2003; Desroches et Rodrigue 2004; Lascelles 2004; Steen et Gibbs 2004; Gibbs et Steen 2005), ce qui les rend davantage vulnérables aux collisions avec des véhicules.



Photo 1. Tortue serpentine écrasée sur la route 148 à Thurso
Source : Jean-François Desroches

Les tortues étant des animaux à longévité élevée, à maturité sexuelle tardive et au taux de recrutement bas (Gibbons 1968a; 1987; Blair 1976; Williams et Parker 1987; Mitchell 1988; Brooks *et al.* 1991a; Cunnington et Brooks 1996; Heppell *et al.* 1996; Gibbs et Amato 2000), une hausse du taux de mortalité chez les adultes peut mener au déclin de la population (Doroff et Keith 1990; Congdon *et al.* 1994; Hall *et al.* 1999; Seigel et Dodd 2000). Une mortalité substantielle des adultes, notamment les femelles, peut avoir des répercussions importantes sur la survie des populations (Wood et Herlands 1997; Haxton 2000; Gibbons *et al.* 2001; Tucker *et al.* 2001; Feinberg et Burke 2003).

On évalue qu'un taux de mortalité annuel des femelles de 2 à 3 % (additionnel à la mortalité naturelle) peut entraîner un déclin des populations (Congdon *et al.* 1993; 1994; Cunnington et Brooks 1996). Il a été estimé qu'une mortalité de 5 à 10 % des adultes dans des populations de tortues est suffisante pour avoir un effet négatif et causer un déclin (Congdon *et al.* 1994; Heppell *et al.* 1996; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003). Les tortues ne sont pas des animaux à reproduction et recrutement densité-dépendante, c'est-à-dire qu'un accroissement de mortalité des adultes n'est pas compensé par une hausse de survie des jeunes, une baisse de l'âge à maturité ou une hausse de fécondité (Brooks *et al.* 1991a).

Différentes études réalisées en Ontario et aux États-Unis ont démontré ou laissé entrevoir un impact de la mortalité routière sur les populations de tortues (Ashley et Robinson 1996; Haxton 2000; Gibbs et Shriver 2002; Gibbs et Steen 2005). La mortalité sur les routes a été identifiée comme l'une des menaces principales sur les tortues au Québec (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec 2005). Les objectifs visés par cette partie, dans la présente étude, étaient de localiser et caractériser les tortues qui meurent sur les routes en Outaouais, de comprendre les relations entre cette mortalité et les caractéristiques du trafic routier (débit de véhicules) et de l'habitat (distance de l'habitat aquatique), et de localiser les secteurs de routes problématiques (espèces rares, densité élevée de tortues mortes).

1.2 Méthodologie

Inventaire routier

L'inventaire des tortues mortes a été réalisé sur les routes numérotées au mois de juin sur deux années consécutives. En 2003, l'inventaire routier a débuté le 3 juin et s'est terminé le 4 juillet. En 2004, il s'est déroulé du 7 juin au 1^{er} juillet. Le mois de juin correspond au pic de la période de ponte des tortues au Québec (Christens et Bider 1987; Robinson et Bider 1988; Walde 1998; Arvisais *et al.* 2001; 2002; Desroches et Rodrigue 2004; Desroches et Picard 2005) et c'est à cette période les tortues adultes – notamment les femelles en quête de site de ponte - se déplacent plus. Des observations indiquent que des tortues meurent sur les routes en dehors de cette période, mais en quantité moindre (Haxton 2000; Desroches et Picard 2005). Les tortues mortes observées en dehors de la période d'inventaire ont également été comptabilisées, mais ont été considérées seulement pour les analyses relatives au type d'habitat (i.e. distance d'un habitat aquatique).

La majorité des routes numérotées de l'Outaouais et relevant du ministère des Transports du Québec ont ainsi fait l'objet d'inventaires, sauf les tronçons les plus au nord (figure 2). Ces routes ont un débit journalier moyen estival (DJME) allant de 360 à 30 000 véhicules. La majorité de ces routes sont asphaltées et présentent deux voies, soit une par direction. Les autoroutes 5 et 50 présentent

toutefois quatre voies, soit deux dans chaque direction avec présence d'un terre-plein au centre. La limite de vitesse affichée est généralement de 90 km/h sur les routes asphaltées hors des villes et villages, de 100 km/h sur les autoroutes et de 50 ou 70 km/h sur les chemins et routes situés dans les villes, villages ou à proximité d'infrastructures touristiques. La distance totale des routes à l'étude est de près de 700 km. La plupart des tronçons de routes sélectionnés ont été visités à chaque semaine durant la période d'inventaire en 2003 et en 2004.

L'inventaire des tortues mortes s'est effectué en roulant en voiture à une vitesse d'environ 70-80 km/h, et en scrutant attentivement la route et les accotements pour détecter la présence de tortues écrasées. À chaque fois qu'un objet semblable à une tortue était aperçu sur la route ou les accotements, un arrêt et une vérification ont été effectués. Pour chaque tortue morte trouvée, nous avons noté la date et l'heure, les conditions météorologiques, la localisation au GPS (en nad83), l'espèce, le sexe (lorsque possible), le stade (adulte ou immature), les mensurations (longueur de la dossière et du plastron, lorsque possible) et la distance de l'habitat aquatique le plus près (lorsque visible) en mètres. Des photographies ont également été prises dans certains cas. Après la prise de données, les tortues mortes étaient jetées à l'écart de la route pour éviter d'être recomptées lors des visites subséquentes (Ashley et Robinson 1996). Contrairement à d'autres animaux morts sur les routes qui, souvent, n'y demeurent pas souvent à cause des charognards ou de la désintégration par le passage des véhicules (Flint 1926; Stoner 1936; Dickerson 1939; Dodd *et al.* 1989; 2004; Rosen et Lowe 1994; Ashley et Robinson 1996; Bonnet *et al.* 1999; Hels et Buchwald 2001), des tests effectués en 2003 démontrent que les tortues peuvent demeurer sur place plusieurs jours après leur décès (Desroches et Picard 2005).



Photo 2. Prise de données sur un spécimen de tortue morte
Source : Jean-François Desroches

Le stade (adulte ou immature) des tortues recensées a été déterminé selon la longueur de la dossière ou du plastron et des caractères sexuels secondaires. Le sexe fut identifié à l'aide des caractères sexuels secondaires, par la présence d'œufs dans le corps des femelles, ou par l'examen des organes reproducteurs des tortues mortes (Mosimann et Bider 1960; White et Murphy 1973; Ernst *et al.* 1994; Desroches et Rodrigue 2004).

Analyse

La distance entre les tortues trouvées mortes sur les routes et les habitats aquatiques les plus proches a été calculée sur le terrain ou à partir de cartes topographiques 1 : 20 000 avec le logiciel Softmap. Les données relatives au débit de trafic (débit journalier moyen estival (DJME) total et DJME pour les camions) ont été fournis par le ministère des Transports du Québec, direction de l'Outaouais.

1.3 Résultats et discussion

1.3.1 Caractéristiques des tortues tuées sur les routes

L'inventaire routier a permis de recenser 172 tortues mortes (72 en 2003 et 100 en 2004) sur les routes sélectionnées en Outaouais lors de la période de nidification (figure 2). Les caractéristiques de ces tortues sont présentées au tableau 1. Le nombre plus élevé d'individus recensés en 2004 est sans doute dû au fait que quelques tronçons de routes supplémentaires aient été ajoutés ou visités plus régulièrement. Même si les tortues écrasées demeurent souvent quelques jours sur les routes et puissent ainsi être trouvées quelque temps après leur mort (Desroches et Picard 2005), il est certain que certaines tortues ont pu ne pas être recensées lors de l'inventaire. Il s'agit notamment de tortues blessées mortellement qui auraient pu se traîner hors de la route avant de mourir, de tortues émietées suite au passage de nombreux véhicules et devenues indécélables par notre méthode d'inventaire, ou de cadavres de tortues déplacés par des charognards ou des gens (Case 1978; Dodd *et al.* 1989; Rosen et Lowe 1994; Forman *et al.* 2003; Desroches et Picard 2005).

Compte tenu de ce qui précède, il est vraisemblable de croire que la mortalité réelle est certainement plus élevée que celle déterminée par les inventaires. Ceci tient compte du fait que des tortues écrasées ont été observées sur les routes de l'Outaouais de mai à septembre, mais en quantité beaucoup moins importante qu'en juin (J.-F. Desroches et I. Picard, obs. pers.) et que certaines tortues mortes sont sans doute passées inaperçues. Durant la période de ponte, on estime qu'environ 100 tortues meurent sur les routes étudiées en 2003-2004.

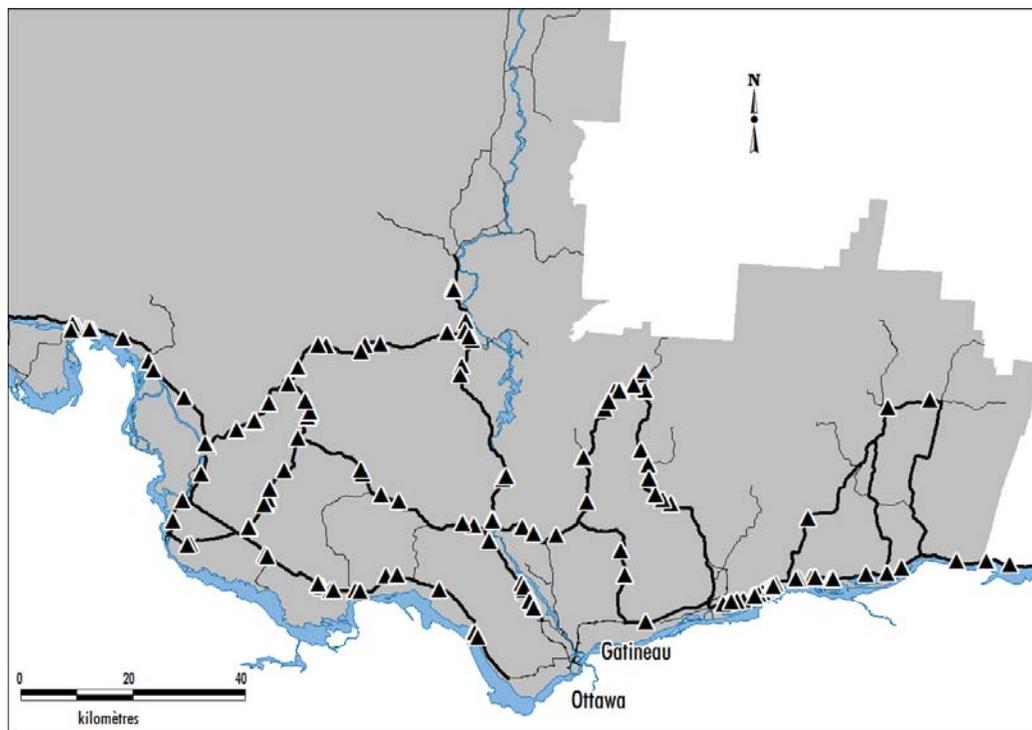


Figure 2. Localisation des routes à l'étude et des tortues mortes sur les routes en Outaouais en 2003-2004

Tableau 1. Caractéristiques (espèce, stade, sexe) des tortues écrasées sur les routes de l'Outaouais en 2003 et 2004, durant la période de ponte

Espèce/ type	N femelles	N mâles	N adultes non sexés	N adultes TOTAL	N immatures	N tortues TOTAL	%
Tortue peinte	80	20	17	117	2	119	69,2
T. serpentine	12	4	6	22	21	43	25
T. des bois	3	0	1	4	1	5	2,9
T. mouchetée	1	1	1	3	0	3	1,7
T. géographique	2	0	0	2	0	2	1,2
TOTAL	98	25	25	148	24	172	100
%	57,0 (79,7)*	14,5 (20,3)*	14,5	86,0	14,0	100	

* Pourcentage basé sur les adultes sexés seulement

Nous avons comptabilisé le nombre de tortues mortes trouvées sur deux tronçons de routes qui ont été visités fréquemment en mai et juillet, lors des visites aux étangs sélectionnés pour l'étude de populations (voir chapitre 2). Il s'agit des routes 148 (de Shawville à Breckenridge) et 303 (de Shawville à Schwartz). Dans les deux cas cinq tortues mortes ont été dénombrées en période de ponte en 2004 et seulement une en mai et une en juillet, soit une tortue par mois en période hors ponte. Comme les visites en mai et juin n'étaient pas réalisées expressément pour le décompte des tortues mortes, et que certaines aient ainsi pu passer inaperçues plus facilement, et que les visites en mai ont débuté vers le milieu du mois, nous avons ajusté le nombre de mortalités hors ponte à 1,5 tortues/mois. Ceci signifie que six tortues seraient tuées sur ces tronçons en période hors ponte, soit mai-juillet-août-septembre. Nous avons ensuite appliqué cette proportion de 6 tortues/ 5 tortues à la totalité des routes de l'Outaouais :

$$\frac{6 \text{ tortues mortes en période hors ponte (mai à septembre)}}{5 \text{ tortues mortes durant la période de ponte (juin)}} = \frac{X \text{ tortues/ année (mai à septembre)}}{100 \text{ tortues mortes/année (juin)}}$$

(sur deux tronçons de routes aléatoires) (total)

$$X = 120 \text{ tortues tuées en période hors ponte/ année}$$

Nous estimons ainsi le nombre de tortues tuées sur les routes étudiées à 220/année. Le nombre estimé de 220 tortues mortes/année exclut les tortues nouveau-nés, parfois nombreuses à l'éclosion et presque impossibles à détecter sur les routes. Cette mortalité peut être localement importante en terme de nombre d'individus (Browne 2003). Par exemple, la majorité des tortues tuées sur les routes lors d'une étude en Ontario étaient les jeunes Tortues peintes et serpentine, la plupart sortant des nids (Ashley et Robinson 1996). Plusieurs Tortues mouchetées nouveau-nés se sont également faites écraser par des voitures, dans une population étudiée en Nouvelle-Écosse (Standing *et al.* 1999), comme ce fut le cas pour de jeunes Tortues serpentine dans le sud du Québec (J. R. Bider, comm. pers.). Chez les tortues, le taux de mortalité naturel est inversement reliée à l'âge (Iverson 1991) et ainsi, l'impact de la mortalité routière des jeunes tortues sur les populations s'avère moins néfaste que celui des adultes ou des subadultes.

L'inventaire routier a permis de dénombrer cinq espèces de tortues tuées sur les routes de l'Outaouais. Les espèces trouvées sont, par ordre décroissant d'importance : la Tortue peinte (69,2

% du total), la Tortue serpentine (25 %), la Tortue des bois (2,9 %), la Tortue mouchetée (1,7 %) et la Tortue géographique (1,2 %). Il est à noter que ces trois dernières espèces font l'objet d'un plan de rétablissement au Québec (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues du Québec 2005). Leur nombre est relativement faible, atteignant 5,8 % du total des mortalités. La Tortue des bois et la Tortue géographique sont légalement désignées « vulnérables » au Québec (Gazette officielle du Québec 2005). La présence plus importante des Tortues peintes et serpentines parmi les victimes de la route reflète leur plus forte abondance en Outaouais, comme ce fut le cas dans une étude effectuée en Ontario (Ashley et Robinson 1996). Il ne faut toutefois pas considérer les proportions obtenues comme étant le reflet précis de l'abondance relative des espèces; des différences de comportement au niveau des déplacements terrestres sont aussi en cause.

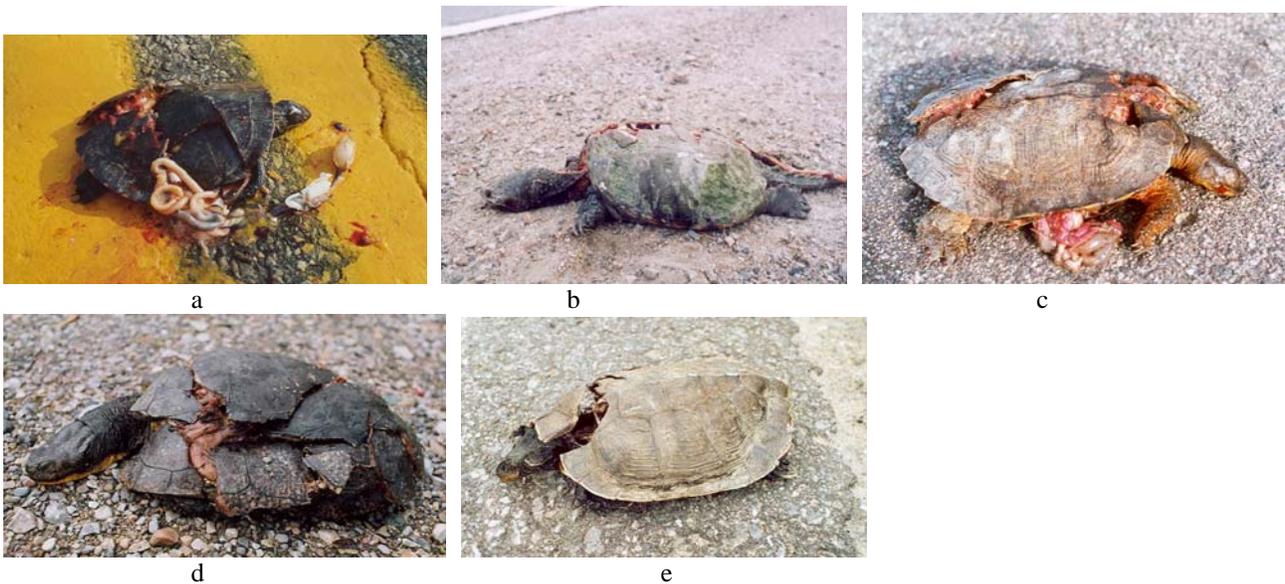


Photo 3. Espèces de tortues recensées mortes sur les routes de l'Outaouais en 2003-2004 (a=Tortue peinte, b=Tortue serpentine, c= Tortue des bois, d=Tortue mouchetée, e=Tortue géographique)
 Source : Jean-François Desroches

Au hasard des déplacements et lors de la prise de données pour les autres aspects de l'étude (capture de tortues dans les étangs et observation des sites de ponte; voir chapitres 2 et 3), quinze autres tortues mortes ont été recensées sur les routes à l'étude (tableau 2). Ces tortues ont été observées en mai (n=7), juillet (n=3), août (n=2) et septembre (n=3). Étant donné l'absence d'inventaire structuré on ne peut tirer de conclusions quant au nombre relatif de tortues mortes pour chacun de ces mois. Toutefois, étant donné qu'il s'agit d'un échantillon aléatoire, la proportion de tortues selon les différentes caractéristiques (espèce, stade, sexe) peut donner des indications sur les tortues tuées sur les routes en dehors de la période de ponte.

Tableau 2. Caractéristiques des tortues écrasées trouvées sur les routes de l'Outaouais en 2003 et 2004, en dehors de la période de ponte

Espèce/ type	N femelles	N mâles	N adultes non sexés	N adultes TOTAL	N immatures	N tortues TOTAL	%
Tortue peinte	3	2	0	5	1	6	40
T. serpentine	0	0	3	3	5	8	53,3
T. mouchetée	0	0	1	1	0	1	6,7

TOTAL	3	2	4	9	6	15	100
%	20	13,3	26,7	60	40	100	
	(60)*	(40)*					

* Pourcentage basé sur les adultes sexés seulement

La majorité des tortues qui meurent sur les routes sont des adultes : 86 % en période de ponte (tableau 1) et 60 % hors ponte (tableau 2). Ce chiffre doit toutefois être interprété en fonction des tortues immatures âgées de quelques années, et non des nouveau-nés et des très petits jeunes qui ne peuvent être détectés sur les routes à cause de leur taille. Nous savons que la mortalité des juvéniles sur les routes peut être importante notamment chez les jeunes nouveau-nés quittent le nid et migrent vers les habitats aquatiques (Ashley et Robinson 1996) mais elle est exclue de la présente étude. Il est intéressant de noter que les tortues immatures recensées sont surtout des Tortues serpentine : chez cette espèce, les jeunes comme les adultes atteignent des tailles supérieures. Chez les tortues, le risque de prédation diminue avec l'augmentation de la taille corporelle (Hammer 1969; Wilbur 1975; Doak *et al.* 1994; Wood et Herlands 1997; Reese et Welsh 1998; Tucker et Janzen 1999; Burke *et al.* 2000). Des grosses espèces comme la Tortue serpentine n'ont virtuellement aucun prédateur à l'âge adulte (Gibbons 1987).

Le risque de prédation limite sans doute les déplacements terrestres des très petites tortues. Extrêmement vulnérables, les nouveau-nés peuvent être tués par des musaraignes (Standing *et al.* 1999). Ceci pourrait expliquer pourquoi les jeunes Tortues serpentine, plus grosses que les jeunes d'autres tortues, effectueraient plus de déplacements sur le sol. Par ailleurs, des déplacements importants chez les jeunes Tortues serpentine en milieu terrestres ont déjà été observés (Ernst *et al.* 1994). À titre de comparaison, les Tortues serpentine sont considérées matures à une taille de dossière de 20 cm et plus (Mosimann et Bider 1960; Yntema 1970) comparativement à 8-9 cm chez la Tortue peinte (Ream et Ream 1966; Desroches et Rodrigue 2004; Marchand et Litvaitis 2004). Chez la Tortue peinte, les adultes effectuent des déplacements terrestres plus souvent que les juvéniles (Sexton 1959; Wilbur 1975) et la colonisation de nouveaux milieux par les jeunes ne semble pas importante (Gibbons 1968b). La plus forte proportion de tortues immatures (toutes espèces) observées en dehors de la période de ponte (tableau 2) est attribuable en partie au fait que la quantité d'adultes observée y est fortement diminuée, ceux-ci étant probablement plus sédentaires à cette période.

Parmi les adultes dont le sexe a pu être déterminé, 79,7 % sont des femelles. Ce pourcentage est de 60 % hors de la période de nidification. La forte proportion de femelles tuées sur les routes lors de la période de ponte est attribuable au fait qu'elles s'y déplacent fréquemment et parfois sur de longues distances, dans la quête d'un endroit où pondre leurs œufs. D'autres études ont rapporté des déplacements plus importants chez les tortues femelles que chez les mâles, tant en milieu terrestre qu'aquatique (Obbard et Brooks 1981a; Brooks *et al.* 1991a; Claussen *et al.* 1997; Bodie et Semlitsch 2000; Aresco 2005b). Elles sont ainsi plus vulnérables à la mortalité routière (Gibbs et Shriver 2005). Les déplacements terrestres des femelles sont souvent associés à la ponte, et sur l'aire d'étude celle-ci a lieu en juin. Il n'est donc pas surprenant que plus de tortues femelles que de mâles soient tuées sur les routes à cette période. Les résultats hors ponte (mai à septembre excluant juin) démontrent une dominance plus faibles des femelles (60 %) qu'en juin (79,7 %), mais l'échantillonnage hors ponte est faible. Il est possible qu'un inventaire intensif réalisé plus tôt au printemps aurait révélé une plus grande quantité de mâles, car ces derniers y sont plus actifs (Gibbons 1968b; Morreale *et al.* 1984; Rowe et Moll 1991; Brown et Brooks 1993; Haxton 2000).

Les seuls adultes sexés trouvés morts sur les routes en mai, dans notre étude, sont d'ailleurs des mâles. Il apparaît probable que la proportion de 60 % de femelles dans les adultes tués reflète la situation globale, du printemps à l'automne. En effet, des études effectués en Ontario et aux États-Unis, sur des périodes plus longues que la période de ponte mais l'incluant, on obtenu des proportions de femelles mortes sur la route de 55 % (Haxton 2000) et 66 % (Marchand et Litvaitis 2004). La dominance des femelles dans les tortues mortes s'explique sans doute par le fait que ces dernières utilisent souvent l'accotement des routes comme site de ponte (Gemmell 1970; Ashley et Robinson 1996; Browne 2003; Desroches et Rodrigue 2004; Lascelles 2004; Steen et Gibbs 2004), ce qui les expose à un risque supplémentaire face aux véhicules, et que la plus forte proportion de tortues se retrouve sur les routes en juin, ce qui correspond à la période de ponte donc à celle où les femelles sont davantage actives en milieu terrestre.

La plus forte proportion de femelles trouvées mortes sur les routes ne reflète pas une réelle prédominance dans le sexe ratio des tortues de l'Outaouais. En effet, des évaluations faites à partir de la technique de capture-marquage-recapture ont démontré que le sexe ratio des Tortues peintes des étangs adjacents aux routes n'est pas significativement différent de 1 : 1 (voir chapitre 2).

1.3.2. Localisation des tortues tuées sur les routes

La distribution des animaux morts sur les routes n'est pas aléatoire (Clevenger *et al.* 2003). Dans notre étude, le nombre et la densité de tortues mortes sur chacune des routes étudiées est variable (tableau 3). En ce qui concerne le nombre de tortues tuées sur les routes, la route 148 est incontestablement la plus importante. On y a recensé 38 % du total des mortalités de tortues, soit 20 % dans la section à l'est de Gatineau (Masson-Angers à Calumet) et 18 % à l'ouest de Hull. La route 309 suit avec 19 % des tortues mortes recensées, et se retrouve ainsi entre les deux tronçons de la route 148 (est et ouest). En quatrième place se trouve la route 307 avec 16 % des mortalités. La route suivante est la route 301 avec 12,5 % du total des tortues mortes recensées. Toutes les autres routes à l'étude ont obtenu moins de 10 % (0 à 7 %) des tortues. Aucune tortue morte n'a été recensée sur les routes 321 et 323.



Photo 4. Route 148, secteur est (on aperçoit une Tortue serpentine morte sur l'accotement)

Source : Jean-François Desroches

En excluant les routes où aucune tortue morte ne fut trouvée, la densité moyenne de tortues qui meurent sur les routes étudiées est de 1,5 tortue/10 km/année ou 0,15 tortue/km/année. Les densités de tortues écrasées les plus élevées ont été observées, en ordre décroissant, sur l'autoroute 5 (6

tortues/10 km/année), sur la route 148-est (tronçon de la route 148 situé entre Masson-Angers et Calumet) (3,1 tortues/10 km/année), sur la route 303 (2 tortues/10 km/année), sur les routes 301 et 307 (chacune 1,8 tortues/10 km/année), sur la route 148-ouest (tronçon de la route 148 à l'ouest de Hull) (1,5 tortues/10 km/année) et sur la route 105 (de l'autoroute 5 jusqu'à Wright) (1 tortue/10km/année). Il est à noter que l'autoroute 5 et la route 105 figurent au nombre des routes importantes quant à la densité de tortues écrasées mais non au nombre total de tortues. Toutes les autres routes à l'étude ont obtenu une densité de moins d'une tortue morte/10 km/année.

La route ayant la plus forte densité de tortues mortes est la route 148, à l'est de Gatineau. C'est là que se trouve la plus forte densité de trafic de l'aire d'étude, soit un débit journalier moyen estival de 13 900 véhicules en 2003. La construction de l'autoroute 50, au nord de cette route et ainsi plus loin de la rivière des Outaouais, devrait permettre de diminuer la mortalité des tortues en redirigeant le trafic dans un secteur moins propice à la présence de tortues. En effet, des inventaires spécifiques effectués sur le tracé de l'autoroute 50 (Desroches 2003) indiquent que très peu de tortues s'y retrouvent, contrairement à la rivière des Outaouais.

Tableau 3. Nombre de tortues écrasées recensées sur chacune des routes de l'Outaouais inventoriées en 2003 et 2004

Route #	Tortue peinte	Tortue serpentine	T. des bois	T. mou-chetée	T. géographique	N tortues TOTAL	% du total des tortues	N km total	N tortues/ 10 km/an
5	10	2	0	0	0	12	6	9,86	6,09
50	1	0	0	0	0	1	0,5	14,68	0,34
105	7	6	1	0	0	14	7	68,62	1,02
148-ouest	23	7	4	2	0	36	18	120,25	1,50
148-est	26	14	0	0	0	40	20	64,1	3,12
301	19	5	0	1	0	25	12,5	69,36	1,80
303	15	3	0	1	0	19	19	47,01	2,02
307	11	5	0	0	0	16	16	44,1	1,81
309	2	6	0	0	0	8	4	42,54	0,94
315	1	1	0	0	0	2	2	11,52	0,87
317	1	0	0	0	0	1	0,5	34,88	0,14
366	9	2	0	0	0	11	5,5	80,64	0,68
Ch. de Chapeau	0	0	0	0	2	2	1	12,9	0,78
TOTAL	125	51	5	4	2	187		620,46 *	1,51

* Les routes inventoriées mais où aucune tortue morte ne fut trouvée (321 et 323) ne figurent pas dans le tableau

À une échelle plus précise, certains secteurs de routes ont obtenu une mortalité élevée, de l'ordre de 0,5 tortue/km/année ou plus (tableau 4). Il est à noter que dans plusieurs cas ces secteurs ne s'étalent que sur 1 km ou moins. La densité de mortalité la plus élevée (30 tortues/km/année) a été observée sur la route 301 à l'ouest de Kazabazua, où six Tortues peintes/100 m ont été dénombrées en 2003-2004. Toutes ces tortues proviennent d'une seule population, soit celle des lacs Twin, situés de part et d'autre de la route. Une densité de 15 tortues écrasées/km/année a été notée sur la route 148 à Fort-Coulonge. Trois tortues mortes y ont été dénombrées sur un tronçon de 100 m. Les trois tortues concernées sont des Tortues des bois, et proviennent toutes de la même population, soit le ruisseau Dixon. Une densité de 5 tortues écrasées/km/année a été notée à trois endroits : sur la route 148 à Breckenridge, sur la route 301 à Thornby et sur la route 303 à Shawville. Dans les deux derniers cas il s'agit d'un court tronçon de route bordant un marécage, et trois espèces de tortues (peinte, serpentine, mouchetée) figurent parmi les victimes. Il est à noter qu'à Breckenridge, les tortues

mortes proviennent d'un étang qui se trouve sur un site protégé par l'organisme Conservation de la Nature. En 2003-2004, sur ce tronçon de route, seules des Tortues peintes ont été dénombrées parmi les tortues mortes, mais la Tortue mouchetée y figurait en 1993 et 1997 (J.-F. Desroches, obs. pers.). La Tortue mouchetée semble disparue de ce site puisque aucune n'a été retrouvée en 2004 malgré des recherches intensives effectuées dans l'étang (voir chapitre 2).

Les autres densités élevées observées varient de 0,5 à 2,5 tortues mortes/km/année et concernent les deux espèces les plus communes, la Tortue peinte et la Tortue serpentine.

Tableau 4. Secteurs des routes inventoriées où la densité de tortues écrasées est de 0,5 tortue/km/année ou plus

Route #	Secteur	N tortues	N km	Densité (tortues/km/2 ans)	Densité (tortues/km/année)
5	De Tenaga (sortie 13) à 7 km au N	12	7	1,7	0,9
148	Waltham	3	1	3	1,5
148	Ruisseau Dixon, à Fort-Coulonge*	3	0,1	30	15
148	Quyong **	9	9	1	0,5
148	Étang de Breckenridge	5	0,5	10	5
148	Masson-Angers à Thurso	24	15	1,6	0,8
301	Marécage de Thornby **	5	0,5	10	5
301	Lacs Twin à l'ouest de Kazabazua	6	0,1	60	30
303	Marécage de Shawville **	3	0,3	10	5
303	The Bog, à Yarm	5	1	5	2,5
303	Schwartz	5	4	1,3	0,7
307	Réservoir l'Escalier	6	1,5	4	2

*Les mortalités concernent la Tortue des bois

** La Tortue mouchetée figure parmi les espèces mortes recensées

Les Tortues peintes et serpentine, qui représentent 94,1% de l'ensemble des tortues tuées sur les routes (de mai à septembre), sont bien dispersées sur l'aire d'étude. Les mentions de tortues d'espèces à statut précaire (i.e. Tortue des bois, Tortue mouchetée et Tortues géographique) sont concentrées à l'ouest de la rivière Gatineau. Leur distribution plus limitée en Outaouais explique en partie ce résultat (voir cartes dans : Bider et Matte 1994; Desroches et Rodrigue 2004). Bien que la mortalité de ces espèces ne semble pas être globalement importante, il pourrait y avoir un effet local important. Un secteur problématique ou potentiellement problématique a été identifié pour chacune des espèces.

Pour la Tortue des bois, il s'agit du secteur de Fort-Coulonge et particulièrement du ruisseau Dixon, lequel croise la route 148 (45°52'00''N, 76°44'36''O). Trois Tortues des bois femelles écrasées y ont été recensées en 2003-2004, presque toutes au même endroit. C'était en juin, durant la période de nidification. Les deux autres cas de mortalité des Tortues des bois concernent un seul individu/2 ans chacun, provenant de deux sites. Le premier a été trouvé sur la route 148 à l'est de Fort-Coulonge. D'autres observations (J.-F. Desroches et I. Picard, obs. pers.) laissent présager la présence d'une population qui pourrait être importante dans le secteur. Le second a été trouvé sur la route 105 où elle croise la rivière Tomifobia. Cette rivière abrite une population connue (Plan de rétablissement des tortues 2005). Dans ces deux derniers cas, l'impact de la mortalité routière (<1 tortue/année) est considéré non préjudiciable aux populations.

Quant à la Tortue mouchetée, le secteur est plus large et englobe les secteurs des routes 301 et 303 dans leur portion sud, de même que la route 148 de Shawville à Quyong dans le comté de Pontiac.

Les Tortues mouchetées y ont été trouvées de façon dispersée et aucun secteur précis n'est ainsi ciblé. Toutefois, les secteurs suivants ont démontré une concentration de tortues mortes incluant la Tortue mouchetée et d'autres espèces (tableau 4): Quyon (route 148), Thornby (route 301) et Shawville (route 303). Nous avons également observé des mortalités sur des chemins non inclus dans l'étude et n'appartenant pas au ministère des Transports, aux environs de Bristol-les-Mines. Une population probablement importante de Tortues mouchetées abrite le secteur de Bristol-les-Mines, puisque 50 tortues ont été capturées sur une surface de 25 km² de 1996 à 1999 (St-Hilaire 2003). Ailleurs, comme à Thornby et Shawville, il pourrait s'agir de petites populations et ainsi l'impact des mortalités pourrait être important. La taille des populations de Tortues mouchetées dans les étangs isolés en bordure des routes semble en effet être faible (voir chapitre 2).

En ce qui concerne la Tortue géographique, le secteur potentiellement problématique est celui du chemin de Chapeau aux environs de la rivière Noire (45°54'53''N, 76°55'28O). Deux femelles y ont été tuées en 2004 et une autre vivante y a été aperçue. Cette dernière a été évitée par une camionnette (J.-F. Desroches, obs. pers.) et aurait pu figurer au nombre des victimes. Ce secteur semble fortement fréquenté par la Tortue géographique, et une autre femelle a été vue quelques km plus à l'est, en train de pondre dans un nid creusé sur l'accotement de la route 148. Entre l'Île-aux-Allumettes et Davidson, le chemin de Chapeau et la route 148 se retrouvent souvent à courte distance de la rivière des Outaouais ou de tributaires. Une importante population de Tortues géographiques se trouve dans le secteur; environ une centaine d'individus y ont été dénombrés en 1992 et qu'on a estimé à 1000 le nombre d'individus dans la région (Daigle *et al.* 1994). L'impact réel de la mortalité d'une femelle par année est sans doute négligeable.

1.3.3 Relation entre les tortues tuées sur les routes et l'habitat

L'environnement retrouvé en bordure des routes influence le nombre d'animaux qui sont victimes d'une collision avec des véhicules (Scott 1938; Dickerson 1939; Knobloch 1939; Bashmore *et al.* 1985; Ashley et Robinson 1996; Forman *et al.* 2003). Les routes qui sont situées à proximité des milieux humides et des habitats aquatiques connaissent souvent un taux de mortalité plus élevé (Davis 1934; Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Clevenger *et al.* 2003). En Ontario, les concentrations de Tortues serpentines mortes sur les routes se trouvaient dans les secteurs adjacents à des milieux humides (Haxton 2000).

Nos résultats obtenus en Outaouais en 2003 et 2004 démontrent que le nombre de tortues écrasées sur les routes diminue constamment à fonction que l'on s'éloigne d'un habitat aquatique (figure 3). La grande majorité des tortues écrasées (91 %) ont été observées à moins de 300 m d'un habitat aquatique, et la plupart (78 %) à moins de 200 m. Même à moins de 100 m d'un habitat aquatique, plus de la moitié des tortues mortes (55,5 %) sont incluses. Il y a donc un lien direct entre la mortalité des tortues et la distance séparant les habitats aquatiques (marais, étangs, lacs, rivières) des routes. Les distances ont été calculées en ligne droite à partir des habitats aquatiques les plus près; elles doivent être considérées minimales car il est possible que les tortues aient effectué des déplacements sinueux, et qu'elles proviennent d'habitats plus éloignés. Certaines espèces peuvent parcourir de longues distances le long des routes (Forman et Alexander 1998). Les Tortues serpentines utilisent les fossés et petits cours d'eau pour se déplacer de lac en lac (Brown et Brooks 1993). Les Tortues peintes n'utilisent sans doute la voie terrestre entre étangs que lorsque aucun lien aquatique n'existe (Gibbons 1968b). Les tortues peuvent donc effectuer des déplacements

importants dans les fossés et les cours d'eau avant de traverser une route et ne pas provenir en réalité du milieu aquatique le plus près.

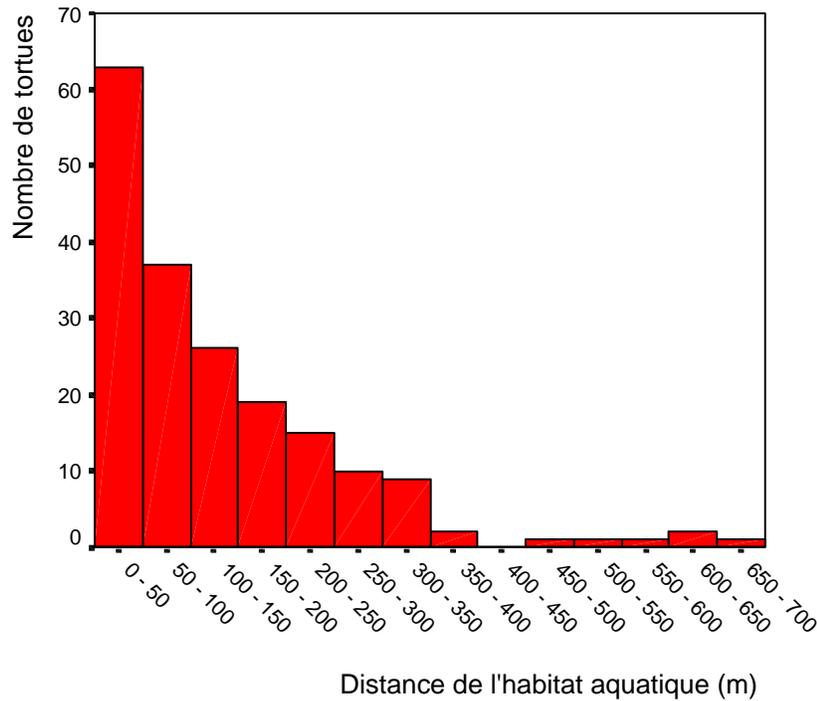


Figure 3. Nombre de tortues écrasées sur les routes en fonction de la distance de l'habitat aquatique le plus proche

Les cinq espèces de tortues recensées sur les routes dans la présente étude sont aquatiques et hibernent au fond des habitats aquatiques permanents (Desroches et Rodrigue 2004; Ernst *et al.* 1994; Brown et Brooks 1994; Kaufmann 1992; Meeks 1990; Taylor et Nol 1989). Malgré leurs mœurs aquatiques, elles effectuent à l'occasion des déplacements en milieu terrestre. Au printemps, elles émergent de leur torpeur et peuvent ensuite se déplacer sur la terre ferme à la recherche d'un partenaire ou (pour les femelles) d'un site de ponte. À l'automne, elles effectuent également parfois des déplacements sur terre pour trouver ou retourner au lieu d'hibernation. Du printemps à l'automne, les tortues peuvent se déplacer d'un habitat à un autre.

Ces déplacements sont toutefois différents selon les espèces, ce qui se reflète dans la distance des habitats aquatiques (tableau 5). La moyenne globale (toutes espèces confondues) entre les tortues mortes sur les routes et l'habitat aquatique le plus près est de 122,5 m, les distances s'étalant de 0 à 700 m.

Au total, 91 % des tortues se retrouvent à moins de 300 m d'un habitat aquatique et 78 % à moins de 200 m. En ordre croissant de distance moyenne des habitats aquatiques, les espèces sont la Tortue des bois (30 m), la Tortue géographique (105 m), la Tortue peinte (115,2 m), la Tortue serpentine (134,2 m) et la Tortue mouchetée (259,1 m).

Tableau 5. Proportion des tortues écrasées de chacune des espèces retrouvées à différentes distances d'un habitat aquatique, sur les routes de l'Outaouais en 2003-1004 *

Espèce/ distance	< 100 m	100-199m	200-299 m	300-399m	> 400 m	<200m	<300m
Tortue peinte	55,7%	26,7%	9,9%	4,6%	3,1%	82,4%	92,3%
Tortue serpentine	50,9%	18,2%	20%	9,1%	1,8%	69,1%	89,1%
Tortue mouchetée	50%	0%	16,7%	0%	33,3%	50%	66,7%
Tortue des bois	100%	0%	0%	0%	0%	100%	100%
T. géographique	66,7%	0%	33,3%	0%	0%	66,7%	100%
Toutes espèces	55,5%	22,5%	13%	5,5%	3,5%	78%	91%

* Ces données incluent 13 tortues écrasées sur des routes n'appartenant pas au MTQ (n total=200).

Les résultats de 2003-2004 indiquent que la Tortue des bois a toujours été trouvée à moins de 100 m d'un habitat aquatique. Dans tous les cas il s'agissait d'une rivière. Cette espèce se déplace surtout le long des cours d'eau, y établissant son domaine vital (Strang 1983; Ernst *et al.* 1994). Lors d'une étude effectuée au Québec toutes les Tortues des bois sont demeurées à moins de 300 m des cours d'eau (Arvisais *et al.* 2002). En Ontario, dans une étude réalisée au mois de juin, 73 % de toutes les observations de Tortues des bois ont été faites à moins de 30 m de l'eau courante (Quinn et Tate 1991).

Les Tortues géographiques ont toutes été observées à moins de 300 m d'un habitat aquatique, et le plus souvent à moins de 100 m. Les habitats aquatiques concernés étaient des grands cours d'eau (rivière des Outaouais et rivière Noire). Cette tortue fortement aquatique, qui s'aventure rarement sur le sol (Cagle 1944), ne sort de l'eau que pour se chauffer au soleil ou pondre ses œufs. La Tortue géographique s'éloigne rarement à plus de 30 m des habitats aquatiques (Semlitsch et Bodie 2003). La femelle pond sur la berge, à quelques mètres de l'eau (Gordon et MacCulloch 1980), mais parfois jusqu'à quelques centaines de mètres de la rive (Bonin 1998).

La distance séparant les Tortues peintes d'un habitat aquatique est de moins de 100 m dans plus de moitié des cas (55,7 %) et à moins de 200 m on retrouve 82,4 % des individus. La distance maximale mesurée est de 640 m. Bien que les Tortues peintes mortes sur les routes soient souvent à moins de 40 m de l'eau (Scott 1938), elles peuvent parcourir de longues distances hors de l'eau (Ernst *et al.* 1994). En ligne droite, des femelles Tortues peintes ont déjà parcouru 273 m de leur habitat aquatique au site de pont (Marchand et Litvaitis 2004). Au Québec, des Tortues peintes ont pondu jusqu'à 620,5 m de leur étang, la moyenne étant 90,4 m (Christens et Bider 1987). Au New Hampshire, elles ont parcouru en moyenne de 54 à 115 m (Baldwin *et al.* 2004). Gibbons (1968b) rapporte l'observation d'une femelle Tortue peinte s'étant déplacé à plus de 1 km de son habitat aquatique en 1 an. L'espèce s'éloigne couramment à plus de 100 m de l'eau (Semlitsch et Bodie 2003) et d'un été à l'autre, les femelles effectuent plus souvent des déplacements de plus de 100 m que les mâles (Gibbons 1968b).

Chez la Tortue serpentine, comme chez la Tortue peinte, la majorité des individus (89,1 %) ont été trouvés à moins de 300 m d'un habitat aquatique, et à moins de 200 m on retrouve 69,1 % des tortues écrasées. La distance maximale d'un habitat aquatique est de 700 m. On remarque ainsi des déplacements plus importants chez cette espèce que chez la Tortue peinte, surtout aux distances comprises entre 200 et 300 m. Même si elle l'une des tortues les plus aquatiques (Ernst *et al.* 1994) et que plusieurs spécimens écrasés aient été rapportés à moins de 50 m de l'eau (Scott 1938), la Tortue serpentine peuvent parcourir de longues distances hors de l'eau (Obbard et Brooks 1980).

Les femelles peuvent pondre à près de 200 m de l'eau, et certaines ont effectué des déplacements terrestres d'au moins 500 m (Loncke et Obbard 1977; Obbard et Brooks 1980). En combinant les déplacements aquatiques et terrestres, des femelles ont parcouru jusqu'à 1,6 km et 2 km m en période de ponte (Congdon *et al.* 1987; Pettit *et al.* 1995). Certaines Tortues serpentes ont parcouru [déplacements aquatiques et terrestres combinés] plus de 2 km (Brown *et al.* 1994) et 4,5 km en quelques jours (Loncke et Obbard 1977).

Finalement, la Tortue mouchetée est l'espèce chez qui les déplacements terrestres semblent les plus importants. Les individus retrouvés morts sur les routes dans la présente étude se trouvaient à une distance moyenne de 259,1 m d'un habitat aquatique, le maximum étant 600 m. La moitié des mentions ont été faites à plus de 200 m d'un habitat aquatique et seulement 66,7 % se retrouvent à une distance inférieure à 300 m. La Tortue mouchetée peut effectuer d'importants déplacements sur terre. Durant une saison, cette espèce peut effectuer près de 7 km (Joyal *et al.* 2001). Les adultes effectuent régulièrement des déplacements de 100 à 500 m entre les étangs (Kiviat 1997). L'espèce peut parcourir jusqu'à 1 km (Kiviat 1997), 1,2 km (Congdon *et al.* 1983), 1,6 km (Joyal *et al.* 2001) et 2,5 km à la recherche d'un site de ponte (COSEPAC 2005). Les femelles nidifient parfois à plus de 400 m de l'eau (Joyal *et al.* 2001). Certaines ont pondu à plus de 600 m de l'eau (Ross et Anderson 1990) et même de 650 à 900 m de leur étang original (Rowe et Moll 1991).

1.3.4 Relation entre les tortues tuées sur les routes et le trafic routier

Pour chacun des tronçons de routes inventoriés, nous avons pris les variables suivantes : nombre de camions/jour, nombre d'automobiles/jour, vitesse (km/h) et % habitat aquatique potentiel. Nous avons choisi une distance de 200 m et moins d'un habitat aquatique comme étant « potentielle » à la présence de tortues mortes sur les routes car 78 % de toutes les tortues écrasées s'y retrouvaient. Nous avons ensuite calculé la densité de tortues écrasées pour chacun de ces tronçons en considérant seulement les tortues inventoriées durant la période de ponte, c'est-à-dire lors de l'inventaire.

Parmi les variables choisies, seule la proportion (%) d'un tronçon de route située à moins de 200 m d'un habitat aquatique est corrélée significativement avec la densité (n/km) de tortues écrasées ($r_s=0,246$; $p=0,036$; $n=73$). Aucune autre corrélation significative au seuil de 5 % n'a été détectée, que ce soit entre la densité de tortues écrasées et le nombre d'automobiles/jour, le nombre de camions/jour ou la vitesse des véhicules.

Le facteur pouvant le mieux expliquer la densité de tortues écrasées sur un tronçon routier donné est la proximité des habitats aquatiques (<200 m), et non la densité ou la vitesse du trafic routier. Ceci est facilement explicable par le fait que la densité de tortues écrasées dépend de la grandeur des populations présentes et leur proximité des routes. Un tronçon routier avec un très grand trafic

routier, mais situé loin des habitats des tortues ne pourra obtenir un grand nombre de tortues écrasées. La présence d'un habitat aquatique à moins de 200 m des routes est donc la seule variable explicative du nombre de tortues écrasées. Bien que la vitesse des véhicules puisse influencer le taux de mortalité des animaux sur les routes (Case 1978; Forman *et al.* 2003), dans notre étude la vitesse était peu variable. La vitesse affichée est en général de 90 km/h, mais elle varie de 50 km/h dans les villes et villages à 100 km/h sur les autoroutes.

Malgré l'absence de corrélation entre le débit de trafic et les tortues mortes, on remarque que la densité de Tortues serpentine mortes sur les routes est très faiblement corrélée avec le nombre de camions/jour ($r_s=0,218$; $p=0,064$; $n=73$). La faible densité de tortues serpentine peut expliquer cette faible corrélation, qui serait probablement plus marquée avec une augmentation de la taille de l'échantillon. La densité des autres espèces (excluant la Tortue serpentine) et la densité totale de tortues (toutes espèces, incluant la Tortue serpentine) ne semble pas suivre cette relation. Le lien entre la densité de Tortues serpentine mortes et le débit de camions peut s'expliquer de deux façons. Premièrement, la Tortue serpentine atteint une grande taille (max. 35,2 cm parmi les tortues écrasées dans la présente étude, comparativement à 17,4 cm pour la Tortue peinte) et ainsi les automobilistes les évitent sur la route mais non les camions. Les camions poids lourds sont très pesants et peu manoeuvrables à haute vitesse. Les conducteurs de ces véhicules choisiront de passer sur une tortue qui croise leur route plutôt que de tenter de l'éviter et de mettre en péril leur vie et celle des autres usagers de la route, et ce s'ils parviennent à même distinguer les tortues sur la route. Ensuite, le fait que la Tortue peinte soit l'espèce la plus commune (peu importe le débit de camions) et que les autres tortues soient rares (n trop petit), il se peut qu'un lien entre celles-ci et le nombre de camions/jour soit non détecté.



Photo 5. Tortue serpentine femelle ayant été heurtée sur la route 366

Source : Jean-François Desroches

En plus des 172 points où des tortues écrasées ont été observées durant l'inventaire 2003-2004, nous avons sélectionné 186 points aléatoires sur les routes, où il y avait une absence de tortues écrasées. Ceci a permis de vérifier si les variables routières et d'habitat aux endroits où des tortues sont écrasées sont significativement différentes de lieux ponctuels sans tortues écrasés, et permet de créer un modèle prédictif sur la présence de tortues écrasées en un point donné. Le nombre d'automobiles/jour est significativement plus élevé pour les endroits avec présence d'une tortue écrasée que pour les points aléatoires sans présence de tortues ($t = -2,345$, $df = 356$, $p < 0,05$). Le nombre de camions/jour est également significativement plus élevé aux endroits avec des tortues

écrasées ($t=-3,117$, $df=356$, $p<0,005$). De plus, la distance de l'habitat aquatique le plus près est significativement plus faible aux endroits avec présence de tortues écrasées que pour les points aléatoires sans présence de tortues ($t = 6,345$, $df =356$, $p<0,001$). Toutes ces variables étaient donc significativement différentes entre les points sur route avec tortues écrasées vs ceux aléatoires sans tortue.

À l'aide d'une analyse discriminante, nous avons déterminé une équation permettant de prédire la présence d'une tortue morte pour un point donné sur la route à l'aide des variables sur le trafic de camions et la proximité d'un habitat aquatique. Le nombre d'automobiles/jour a été exclu du modèle car il ne permet pas un plus grand pouvoir prédictif.

L'équation suivante permet de prédire la présence ou l'absence d'une tortue morte dans plus de 68,4 % des cas :

$$4,89 (\text{Distance d'un milieu humide (km)}) - 8,765 (\text{Nombre de 1000 camions/jour}) - 0,4876.$$

Lorsque le score de cette équation est <0 (négatif), cette équation prédit la présence d'une tortue écrasée à l'endroit concerné, et lorsque le score de cette équation est >0 (positif) cette équation prédit l'absence de tortue écrasée. Cette équation est beaucoup plus efficace pour prédire correctement la présence d'une tortue morte observée (83,7 % de classification correcte) que pour prédire correctement l'absence de tortue morte (53,4 % de classification correcte) (tableau 6). Le modèle a donc tendance à surestimer le nombre de tortues mortes par rapport aux résultats de 2003-2004. L'explication est simple : même lorsque aucune tortue morte n'a été observée en un point de route donné en 2003 ou 2004, il est possible que des tortues soient écrasées à cet endroit dans le futur ou l'aient été dans le passé. Des suivis réalisés sur d'autres années permettraient de préciser ce fait et d'augmenter le % de classification correcte de l'équation de l'analyse discriminante.

Tableau 6. Pourcentage de classification correcte de la présence et de l'absence de tortues mortes selon l'équation de l'analyse discriminante

Tortues écrasées	Absence prédite	Présence prédite
Absence réelle	54,3	45,7
Présence réelle	16,3	83,7

Il semble donc que la présence de tortues mortes soit reliée à la proximité d'un habitat aquatique combinée à la présence d'un trafic élevé de camions. L'augmentation du trafic automobile (excluant les camions) n'aurait que peu d'incidence sur la présence de tortues mortes. Ceci pourrait être explicable par le fait que les automobilistes tentent normalement d'éviter les tortues qui traversent les routes, alors qu'il est beaucoup plus difficile pour un camion de faire de même. De plus, il est évident qu'il y a plus de probabilités que des tortues se fassent écraser près d'un habitat aquatique. En théorie, la mortalité routière serait négligeable sur les routes situées à plus de 200 m des milieux humides.

1.3.5 *Autres variables*

Certaines variables non considérées dans la présente étude ont sans doute un effet sur le taux de mortalité des tortues sur les routes. Le patron de trafic a probablement un impact sur l'incidence des tortues tuées sur les routes. En effet, pour que des tortues soient tuées, elles doivent se retrouver sur les routes en même temps que les véhicules. Un patron de trafic irrégulier peut donc s'avérer plus ou

moins néfaste que ce que le débit seul laisse présager, selon qu'il suit ou non les déplacements des animaux. Plusieurs reptiles fréquentent les routes en après-midi, ce qui augmente le risque de collision avec les véhicules (Ashley et Robinson 1996). En se déplaçant de jour, plusieurs tortues sont à risque élevé de collision avec des véhicules (Aresco 2003). C'est le cas des tortues qui pondent souvent en après-midi et en soirée (Bowen *et al.* 2005). Dans la présente étude, il est possible que la hausse de trafic de fin d'après-midi ait un impact négatif sur les tortues à certains endroits. Les routes les plus achalandées, notamment la route 148 et les autoroutes 5 et 50, sont les plus susceptibles de présenter ce problème. Quelques observations de tortues se faisant heurter par un véhicule en suivant d'autres démontre que ce phénomène a probablement son importance.

Certaines espèces, notamment la Tortue mouchetée, pondent tard le soir (Congdon *et al.* 1983). Bien qu'elles évitent ainsi le pic du trafic, elles sont quand même très à risque d'être heurtées par un véhicule car elles sont alors peu visibles. Chez les mammifères, les collisions de nuit sont souvent plus fréquentes à cause du manque de visibilité des animaux (Inbar et Mayer 1999; Joyce et Mahoney 2001). Le manque de visibilité est sans doute la cause principale de la mortalité des tortues sur les routes. En effet, en considérant la vitesse à laquelle roulent les véhicules, la petite taille de la plupart des tortues (moins de 20 cm de longueur) et le fait que la majorité des conducteurs ne doivent pas être conscients de la présence de tortues sur les routes, il est fort probable que de nombreuses tortues soient tuées sans même que les conducteurs en aient eu conscience.

Le comportement des animaux a aussi un impact sur leur probabilité de se faire heurter par un véhicule. Ainsi, certains serpents semblent éviter de traverser la route quand il y a trop de trafic (Dodd *et al.* 1989). Chez les oiseaux et certains mammifères, l'augmentation du trafic ne résulte pas toujours en une augmentation de la mortalité car les animaux évitent les routes en raison du bruit causé par les véhicules ou à cause de leur présence constante (Clarke *et al.* 1998; Cleverger *et al.* 2003). Les tortues auraient souvent tendance à ne pas traverser les routes (Forman et Alexander 1998). Même si certaines tortues ont fait demi tour face à une route où circulaient des véhicules lors de notre étude (Desroches et Picard 2005), nos observations portent à croire que dans la majorité des cas les tortues traversent quand même les routes, surtout lors des moments calmes quand le trafic est irrégulier. Les tortues peuvent également, volontairement ou non, ne pas traverser les routes mais plutôt les longer (Gibbs et Shriver 2002). Toutefois, même en les longeant, elles s'exposent à des risques de collisions et souvent elles finissent par traverser à un autre endroit. Les animaux attirés par les routes ou leur accotement risquent d'être heurtés par un véhicule (Forman *et al.* 2003). C'est le cas des tortues femelles qui sont attirées par les accotements de route lors de la recherche de sites de ponte (Browne 2003).

Le comportement des conducteurs, qui évitent ou heurtent volontairement les tortues, peut localement affecter le taux de mortalité routière (Gibbs et Shriver 2002). Certains conducteurs écrasent volontairement les reptiles sur les routes (Dodd *et al.* 1989), notamment les serpents, par crainte de ceux-ci (Seigel 1986; Bonnet *et al.* 1999). Le même phénomène existe avec les tortues, qui sont tuées pour le plaisir ou parce qu'on les croit – à tort- prédatrices de poissons de pêche et ainsi nuisibles (Desroches et Picard 2005). En Outaouais, des résidents nous ont rapporté ce phénomène de tuerie volontaire sur le chemin Thomas-Lefebvre à Davidson, et sur la route 307 au réservoir l'Escalier à Bowman, sans préciser si leurs observations s'appliquaient uniquement à ces secteurs. Toutefois, selon nos observations, les conducteurs évitent le plus souvent les tortues si ils les aperçoivent. Les deux cas observés de collision entre un véhicule et une tortue concernaient une

suite de véhicules roulant à haute vitesse et près les uns des autres, laissant croire que le conducteur n'avait pas vu la tortue.

1.4 Conclusion

À chaque année, on évalue qu'environ 200 tortues se feraient écraser sur les routes du ministère des Transports étudiées en 2003-2004 en Outaouais. La majorité des tortues sont tuées durant la période de ponte en juin. Bien que ces mortalités concernent des tortues d'espèces communes dans près de 95 % des cas, au moins trois espèces à statut précaire sont écrasées occasionnellement sur nos routes : la Tortue des bois, la Tortue mouchetée et la Tortue géographique. Sauf pour la Tortue mouchetée, la mortalité de ces tortues survient en des endroits bien précis qui ont été identifiés. Les femelles adultes sont majoritaires parmi les tortues qui sont tuées sur les routes. Ceci s'explique par le fait qu'elles effectuent plus de déplacements terrestres lors de la recherche de sites de ponte, et que les accotements des routes sont souvent utilisés à cette fin. Bien que le nombre total de tortues mortes puisse paraître élevé, il ne représente que 1,5 tortue/10 km/année ou 0,15 tortue/km/année. Comme les tortues sont bien réparties sur l'aire d'étude, à l'exception de certains regroupements, l'impact global de cette mortalité est considéré faible. À l'échelle locale, certains secteurs problématiques ont été identifiés. Ces secteurs présentent une densité de mortalité annuelle élevée incluant parfois des espèces rares.

La proximité d'un habitat aquatique a un effet important sur le taux de mortalité des tortues sur les routes. La majorité (91 %) des tortues mortes se trouvaient à moins de 300 m d'un habitat aquatique, et à 200 m et moins on retrouve 78 % des tortues mortes recensées. Aucune relation n'a été établie entre la vitesse des véhicules et le nombre de tortues mortes, ni avec le débit journalier d'automobiles et le nombre de tortues mortes. Toutefois, le nombre de camions semble avoir un impact sur le nombre de Tortues serpentines mortes sur les routes. Bien que la forte taille de ces tortues les rend facilement visibles et que les conducteurs les évitent comme ils éviteraient tout objet de taille comparable sur la route, pour les camions la tâche n'est pas aussi évidente. La visibilité réduite et la difficulté de manoeuvrabilité sont des causes possibles de l'impact soupçonné des camions sur la mortalité des Tortues serpentines.

La mortalité routière des tortues en Outaouais est considérée non néfaste globalement. Bien que la mortalité sur les routes ne mette pas en péril la survie des populations de tortues de façon générale en Outaouais, deux aspects sont à considérer : l'impact négatif local sur certaines populations ou espèces, et la hausse du débit de véhicules à prévoir sur les routes dans le futur. Le débit de trafic augmente au fil des ans (Ministère des Transports du Québec 1996). Ainsi, les résultats obtenus en 2003-2004 ne sont valables que pour les années où le débit de véhicules est comparable. Une hausse du nombre de véhicules, particulièrement des camions, aura certainement un impact négatif en haussant le nombre de tortues tuées sur les routes. Seuls des inventaires futurs et un suivi structuré permettront de vérifier cette possibilité. Le développement du réseau routier pourrait également s'avérer néfaste pour certaines populations de tortues dans le futur, mais dans certains cas, comme par exemple celui de l'autoroute 50, il semble que les effets bénéfiques soient supérieurs en détournant une partie importante du trafic routier des routes où beaucoup de tortues se font présentement écraser vers un secteur abritant peu de tortues.

CHAPITRE 2 : TAILLE ET CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS DE TORTUES EN BORDURE DES ROUTES

2.1. Mise en situation

La mortalité routière des tortues peut avoir un impact négatif sur les populations. Comme les tortues ne sont pas des animaux à recrutement densité-dépendante; c'est-à-dire qu'une hausse de mortalité des adultes n'induit pas une hausse du nombre d'œufs pondus ou de fréquence de ponte (Brooks *et al.* 1991a; Galbraith *et al.* 1997), toute mortalité importante et prolongée des adultes reproducteurs peut résulter en un déclin majeur des populations (Wilbur 1975; Congdon *et al.* 1987; Doak *et al.* 1994; Cunnington et Brooks 1996; Galbraith *et al.* 1997). Étant à leur limite nordique de distribution au Québec, les tortues y sont sujettes à la mortalité due aux conditions climatiques difficiles. La mortalité routière s'ajoute à la mortalité naturelle (Mitchell 1988; Haxton 2000; Forman *et al.* 2003) et pourrait compromettre la survie de certaines populations qui sont déjà fragilisées par une faible taille en terme de nombre d'individus reproducteurs et par un taux de recrutement faible.

La mortalité routière pourrait affecter négativement les populations de tortues en causant une baisse importante du nombre d'adultes et notamment des femelles, lesquelles sont plus susceptibles de se faire écraser sur les routes (voir chapitre 1). Le taux de survie annuel des tortues adultes doit être de plus de 90 % dans les populations en santé (Galbraith et Brooks 1987b; Williams et Parker 1987; Mitchell 1988; Frazer *et al.* 1991; Iverson 1991; Iverson et Smith 1993; Koper et Brooks 1998; Reed et Gibbons 2002).

Le sexe ratio théorique chez les populations de tortues d'eau douce est de 1 :1 (Gibbons 1970; Edmonds et Brooks 1996). Toutefois, ce ratio peut être biaisé si l'un des sexes subit un taux de mortalité plus élevé (Gibbons 1990; Gibbons *et al.* 2001; Gibbs et Steen 2005). Une mortalité plus importante des femelles, par exemple sur les routes, est soupçonnée avoir causé un biais du sexe ratio de plusieurs populations de tortues en faveur des mâles (Marchand et Litvaitis 2004; Steen et Gibbs 2004; Gibbs et Steen 2005; Aresco 2005a). Un nombre plus élevé de mâles que de femelles adultes dans une population de tortues peut indiquer une mortalité élevée chez les femelles.

Il est difficile d'évaluer l'impact de la mortalité routière des tortues lorsque la taille et la composition des populations sont inconnues. Le nombre de tortues tuées sur les routes représente quelle proportion des tortues ? Les populations contiennent combien d'individus ? Peuvent-elles supporter le taux de mortalité actuel sans décliner ?

Les objectifs visés par la présente partie étaient de caractériser les populations de tortues dans des étangs isolés sujets à la mortalité routière. Pour ce faire, des données ont été collectées afin de pouvoir évaluer la taille des populations, connaître leur composition en espèces, et vérifier si le sexe ratio est différent de 1 :1. Ces données, comparées avec celles des tortues mortes sur les routes adjacentes, permettent de prédire si ces populations risquent de décliner.

2.2. Méthodologie

Afin d'évaluer l'impact de la mortalité routière à l'échelle locale, cinq étangs ont été sélectionnés en Outaouais (figure 4). Les étangs sélectionnés devaient être situés en bordure d'une route où au moins une tortue a été écrasée en 2003 (pour pouvoir comparer la mortalité vs la population), être relativement isolés (pour éviter des déplacements importants d'immigration-émigration chez les tortues) et ils devaient être de petite taille (pour permettre l'évaluation de la taille de la population de tortues). Leurs caractéristiques sont présentées au tableau 7.

Une campagne intensive de capture-marquage-recapture a eu lieu dans chacun des étangs afin d'évaluer le nombre de tortues s'y retrouvant et de caractériser les populations. En comparant le nombre de tortues habitant chaque étang à celles qui meurent sur la route adjacente, il est possible d'évaluer l'impact de cette mortalité sur la population, puis d'établir une projection dans le temps et de voir si la population est menacée de déclin. Ce calcul prédictif se base sur des données connues telles l'âge à maturité des tortues, leur longévité et le taux de recrutement. Le sexe ratio des tortues dans les populations peut également être comparé à celui des tortues qui meurent sur les routes, pour vérifier si un impact est possible à ce niveau.

Le sexe des tortues a été déterminé par la présence de caractères sexuels secondaires (Cagle 1954; Mosimann et Bider 1960; Graham et Doyle 1977; Ernst *et al.* 1994; Desroches et Rodrigue 2004). Le stade (adulte ou immature) a été déterminé selon la présence ou non des caractères sexuels secondaires et selon la taille des individus. Les Tortues peintes de plus de 9 cm de longueur de dossière ont été considérées adultes (Desroches et Rodrigue 2004). Chez les Tortues serpentines, les individus de 20 cm ou plus de longueur de dossière étaient considérés adultes (Mosimann et Bider 1960; Yntema 1970; Steen et Gibbs 2004).

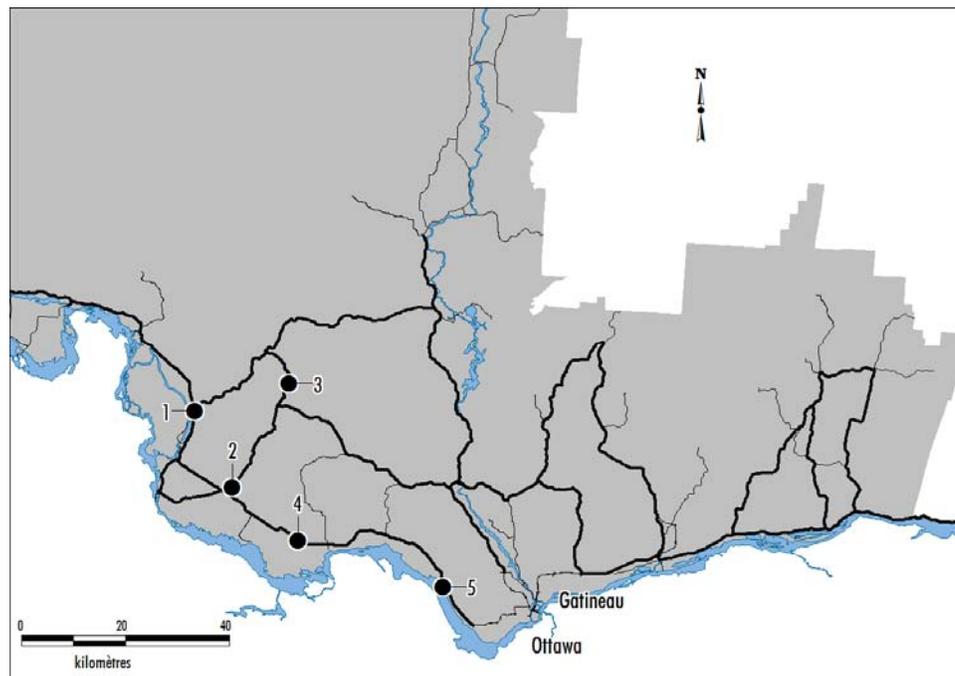


Figure 4. Localisation des étangs sélectionnés en Outaouais pour l'étude sur les populations de tortues, en 2004 (numéroter les étangs sur la carte)

Tableau 7. Localisation et caractéristiques des étangs sélectionnés pour l'étude des populations de tortues en Outaouais en 2004

#	Nom	Localisation	Description	Superficie (ha)
1	Campbell's Bay	45°44'18''N, 76°35'34''O	Étang au nord-ouest de la jonction des routes 148 et 301	4
2	Shawville	45°36'47''N, 76°29'02''O	Marécage arbustif (saules) du côté ouest de la route 303	8
3	Schwartz	45°48'00''N, 76°21'57''O	Étang à l'est de la route 303	3
4	Wyman	45°31'51''N, 76°18'44''O	Étang à castors au sud de la route 148	3
5	Breckenridge	45°28'15''N, 75°56'51''O	Étang du côté sud de la route 148	3

Capture des tortues

La période de capture-marquage-recapture s'est échelonnée sur trois (3) mois, soit du 21 mai au 19 août 2004. Les tortues ont été capturées à l'aide des techniques suivantes : épuisettes, verveux et paniers à bûches. L'utilisation de différentes méthodes de capture minimise les biais possibles envers un sexe ou l'autre (Ream et Ream 1966; Lovich et Gibbons 1990), une catégorie de taille (Mosimann et Bider 1960; Ream et Ream 1966) ou envers certaines espèces (Cagle 1942; Cagle et Chaney 1950; Browne 2003). Un canot a été utilisé dans les étangs plus profonds. Les épuisettes étaient utilisées lors des fouilles actives, et permettaient de capturer les tortues qui se trouvaient à faible distance de l'observateur. Des tortues étaient parfois capturées à la main lorsqu'elles se cachaient dans la végétation en eau peu profonde. Les verveux étaient appâtés de sardine (Hammer 1969; Iverson 1979; Mitchell 1985) et fixés par des cordons à des arbustes riverains ou des tiges de métal plantées verticalement dans l'eau. Le tiers ou le quart supérieur dépassait hors de l'eau pour éviter la noyade des tortues capturées. Les verveux étaient déplacés d'endroit au plus à tous les 3 jours. Les paniers à bûches sont faits d'un cadre de bois auquel s'accroche une poche en grillage métallique. Nous avons modifié le modèle standard flottant (Lagler 1943; Bayless 1975; MacCulloch et Gordon 1978; Browne 2003) pour l'accrocher aux troncs et bûches émergents (Ream et Ream 1966). Les paniers sont placés sous des troncs émergés sur lesquels les tortues vont se chauffer par temps ensoleillé. Lorsqu'elles sautent à l'eau, notamment à notre approche, les tortues se réfugient au fond de la poche grillagée. Il suffit alors de les capturer à la main ou à l'épuisette. Contrairement aux verveux, les paniers à bûches ne retiennent pas les tortues captives; celles-ci peuvent en sortir d'elles-mêmes si aucun stress ne les retient cachées au fond. Ce type de piège fonctionne bien avec les tortues qui se chauffent au soleil, comme la Tortue peinte (Lagler 1943). L'observation et l'identification d'individus marqués se faisant chauffer au soleil ou dans l'eau, à l'aide de jumelles, a aussi été réalisée car elle permet d'augmenter l'échantillonnage (Koper et Brooks 1998).

Les relevés des pièges à tortues (verveux et paniers à bûches) ont été effectués quotidiennement, sauf du 10 au 30 juin, période de ponte des tortues, où ils ont été faits aux deux jours. Les relevés des pièges ont été faits par des équipes de deux (2) personnes à toutes les fois. Les relevés fréquents limitent la possibilité que des tortues s'échappent des verveux (Frazer *et al.* 1990). Une fiche de terrain standardisée était remplie pour chaque tortue capturée ou recapturée (voir annexe I).



a



b



c

Photo 6. Techniques utilisées pour capturer les tortues aux sites de capture-marquage-recapture en Outaouais en 2004 (a= épuisette, b= verveux, c= panier à bûche)

Source : Jean-François Desroches

Marquage des tortues

Chaque tortue capturée a été identifiée à l'aide d'un numéro séquentiel individuel. Le numéro du site (1 à 5) est inscrit sur les écailles marginales antérieures tandis que celui de la tortue (de 1 à xxx pour chacun des sites) est inscrit sur les écailles marginales postérieures (voir annexe II). Le numéro de chaque tortue est codé par des encoches faites sur ses écailles marginales (Cagle 1939) à l'aide d'une lime de type queue-de-rat à profil rond. Son numéro a également été inscrit sur chaque côté de la dossière à l'aide d'une peinture à l'acrylique blanche et sur un ruban orange apposé à l'arrière de la carapace et collé à l'aide de silicone. Ces marques à la peinture, utilisées lors d'études précédentes (Tinkle 1958; Bayless 1975; Galbraith *et al.* 1988; Doroff et Keith 1990; Congdon *et al.* 1993b; Chabot *et al.* 1993; Koper et Brooks 1998; Browne 2003), disparaissent au bout de quelques semaines ou mois, ou lors de la mue chez les Tortues peintes (Bayless 1975). Les tortues étaient gardées hors de l'eau de 10 à 20 minutes afin de permettre à la peinture et au silicone de sécher. Elles étaient ensuite immédiatement relâchées dans leur étang d'origine.

Le numéro peint sur la dossière des tortues permet de les reconnaître à distance lorsqu'elles sont aperçues se chauffant au soleil sur des bûches ou des boutons herbeux. Les tortues adultes, qui ont servi à l'évaluation de la taille des populations, étaient numérotées en ordre croissant alphanumérique par des chiffres, en commençant par 1. Quant aux tortues immatures, elles étaient marquées d'une lettre de l'alphabet, en commençant par A.



Photo 7. Marquage d'une tortue par encoches des écailles marginales à l'aide d'une lime
Source : Jean-François Desroches



Photo 8. Marquage par peinture et ruban sur la dossière des tortues
Source : Jean-François Desroches

Évaluation de la taille des populations

Pour les cinq populations de tortues étudiées près des routes par la méthode de capture-marquage-recapture, nous avons estimé la taille de la population des Tortues peintes adultes à l'aide du modèle Burnham et Overton (population fermée, marques individuelles, probabilité de capture hétérogène entre les individus).

2.3. Résultats et discussion

2.3.1. Taille et caractéristiques des populations de tortues étudiées

Entre le 21 mai et le 19 août 2004, plus de 220 visites ont pu être effectuées au total dans les cinq sites étudiés. En incluant les jeunes tortues et les recaptures, 427 captures ont été effectuées. Au niveau des adultes, un total de 162 Tortues peintes, 18 Tortues serpentines et 4 Tortues mouchetées ont été capturées et marquées dans les cinq populations étudiées (tableau 8).

Tableau 8. Nombre de tortues capturées (excluant les recaptures) dans chaque étang étudié en Outaouais en 2004, selon l'espèce, le sexe et le stade

Site	Espèce	Adultes			Immatures	Total /espèce	Grand total (toutes espèces)
		Mâles	Femelles	Non sexés			
Campbell's Bay	Tortue peinte	42	38	5	15	100	104
	T. serpentine	1	3	0	0	4	
Shawville	T. peinte	5	5	2	2	14	17
	T. serpentine	1	0	0	0	1	
	T. mouchetée	0	1	1	0	2	
Schwartz	T. peinte	25	12	5	2	44	51
	T. serpentine	1	5	0	1	7	
Wyman	T. peinte	0	2	0	0	2	9
	T. serpentine	0	1	0	4	5	
	T. mouchetée	2	0	0	0	2	
Breckenridge	T. peinte	8	12	1	1	22	29
	T. serpentine	3	3	0	1	7	
TOTAL		88	82	14	33	210	210

La Tortue peinte est l'espèce la plus commune dans les étangs étudiés. Jusqu'à 85 adultes ont pu être capturés et marqués dans un seul site, comparativement à un maximum de six pour la Tortue serpentine et deux pour la Tortue mouchetée (tableau 9). Bien que les jeunes tortues puissent être nombreuses et constituer une partie importante du nombre total des tortues dans certaines populations (Gibbons 1968a; Hammer 1969; Williams et Parker 1987; Gibbs et Amato 2000), elles n'ont pas été considérées dans la présente étude à cause de la difficulté à les trouver et les capturer.

En effet, en général, le nombre de jeunes tortues capturées est très faible dans les sites étudiés en 2004. Les jeunes tortues sont difficiles à trouver et leur nombre est bas dans plusieurs études (Sexton 1959; Wilbur 1975; Brooks et al. 1991a; Frazer et al. 1991; Congdon et al. 1993; Guyot et Clobert 1997; Koper et Brooks 1998; Reese et Welsh 1998; DonnerWright et al. 1999; Gibbons et al. 2001; Browne 2003). Ils peuvent utiliser des habitats différents de ceux des adultes (Cagle 1942; Graham et Doyle 1977; Gibbons *et al.* 2001) ou être réellement peu nombreux. De plus, comme leur taux de survie est généralement faible (Gibbons 1968a; 1987; Crouse *et al.* 1987; Brooks *et al.* 1992; Iverson 1991; Klemens 2000), le fait de les inclure dans la taille des populations augmente artificiellement son évaluation. Plusieurs jeunes n'atteignent pas l'âge de reproduction et ne doivent donc pas être inclus dans la taille effective de la population.

Tableau 9. Nombre de tortues adultes marquées et recapturées selon les espèces et les populations, dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004

Espèce	Tortue peinte		Tortue serpentine		Tortue mouchetée	
	N marquées	N recaptures (n individus recapturés)	N marquées	N recaptures (n individus recapturés)	N marquées	N recaptures (n individus recapturés)
Campbell's Bay	85	110 (44)	4	5 (2)	0	-----
Shawville	12	8 (6)	1	0	2	1 (1)
Schwartz	42	37 (18)	6	1 (1)	-----	-----
Wyman	2	1	1	0	2	1 (1)
Breckenridge	21	29 (12)	6	10 (3)	0	-----
TOTAL	162	185	18	16	4	2

Le fait d'avoir utilisé différentes méthodes de capture a permis d'éviter des biais liés au sexe ou aux différentes espèces. Le nombre de capture de tortues adultes, par sexe et par espèce et selon la méthode, est présenté au tableau 10. Bien que considérés comme l'une des meilleures méthodes de capture pour plusieurs tortues (Lagler 1943; Mitchell 1988), les verveux s'étaient avérés la méthode la moins fructueuse pour la capture de Tortues peintes lors d'une étude réalisée dans le nord de l'Ontario (Koper et Brooks 1998). Les verveux favoriseraient la capture de mâles (Ream et Ream 1966; Whillans et Crossman 1977; Browne 2003) mais les paniers à bûches ne favoriseraient pas de biais dans le sexe des Tortues peintes capturées (McKenna 2001; Browne 2003). Toutefois, comme les reptiles femelles gravides se chauffent davantage au soleil que les mâles (Shine 1980), il est possible que les Tortues peintes femelles s'exposent davantage au soleil que les mâles au printemps, avant la ponte. Les femelles pourraient ainsi être capturées plus souvent que les mâles dans les paniers à bûches (Ream et Ream 1966). Les captures à l'épuisette (incluant à la main) ne causeraient pas de biais de sexe ratio pour la Tortue peinte et la Tortue serpentine (Browne 2003).

Tableau 10. Nombre de captures (incluant les recaptures) de tortues adultes par sexe et par espèce, selon les différentes méthodes utilisées dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004

	Tortue peinte			Tortue serpentine			Tortue mouchetée			Total
	Mâles	Femelles	Total*	Mâles	Femelles	Total *	Mâles	Femelles	Total *	
Épuisette	29	37	69	6	4	10	2	1	3	82
Verveux	73	42	126	2	10	12	0	1	2	140
Panier à bûche	26	27	54	0	0	0	0	0	0	54

* Le nombre total peut excéder la somme des mâles et des femelles, car il inclut les tortues non sexées

Un test de Khi-carré a été effectué pour vérifier si les méthodes utilisées lors de notre étude avaient favorisé l'un des sexes. Seule la Tortue peinte fait partie de l'analyse car les autres espèces ont été capturées en nombre trop faible. Les mentions de type « observation » sont exclues du test car elles favorisent les recaptures des tortues déjà marquées : elles ne sont donc pas indépendantes des captures originales faites avec les autres méthodes.

Afin d'augmenter la taille des échantillons et d'évaluer plus précisément chacune des méthodes de captures, les recaptures ont été considérées dans le nombre total de captures. Il n'y a pas de différence significative entre le nombre total de mâles et de femelles capturées à l'épuisette (incluant à la main) ($X^2=0,487$; $p=0,05$, $n=66$) et avec les paniers à bûches ($X^2=0,009$; $p=0,05$; $n=53$).

Toutefois, il y a une différence significative avec les verveux ($X^2=4,256$; $p=0,05$; $n=115$); ces derniers ont favorisé la capture de mâles.

Estimation de la taille des populations

La Tortue peinte est la seule espèce capturée en nombre suffisant pour permettre une évaluation adéquate de la taille des populations. Le nombre d'adultes capturés et recapturés s'est avéré assez élevé dans trois sites pour effectuer une évaluation valable. Dans deux étangs, soit ceux de Shawville et de Wyman, le nombre de tortues adultes capturées ou recapturées est trop faible pour en faire une évaluation. Il en est de même pour les Tortues serpentines et mouchetées et ce, à tous les sites étudiés (tableau 11).

Tableau 11. Taille estimée et densité des populations de Tortues peintes adultes, et nombre d'adultes des autres espèces, à chacun des sites étudiés en Outaouais en 2004

Site	Taille estimée de la population de Tortues peintes adultes	Densité de Tortues peintes adultes (n/ ha)	Nombre de Tortues serpentines adultes capturées	Nombre de Tortues mouchetées adultes capturées
Campbell's Bay	145,6±28,2	29,3 à 43,5	4	0
Shawville	17,9 ± 4,6*	1,6 à 2,9 ?	1	2
Schwartz	80,5±21,7	19,7 à 34	6	0
Wyman	Très faible (<5?) *	<1,5 ?	1	2
Breckenridge	29,8±4,5	8,3 à 11,3	6	0

* Estimation biaisée

La plus grande population de Tortues peinte est celle de Campbell's Bay. Au total, 85 adultes y ont été capturés et le nombre de recaptures s'élève à 110. En moyenne plus de 4,3 tortues étaient capturées à chaque visite. Cette population compterait entre 117 et 174 Tortues peintes adultes (145,6±28,2 tortues). Le taux de recapture élevé (84,5 % de recapture en moyenne pour les 10 derniers échantillons) permet une estimation jugée très fiable. La densité de Tortues peintes se situe ainsi entre 29,3 et 43,5 tortues/ha. Quatre Tortues serpentines adultes y ont été capturées, pour une densité de une tortue/ha. Bien qu'exclus de l'évaluation de la taille de la population, les individus immatures composent 15 % des Tortues peintes capturées à ce site. Aucune Tortue serpentine immature n'a été capturée.

À Shawville, seulement 12 tortues peintes ont été capturées et marquées et moins de six recaptures ont été effectuées. La taille de la population de Tortues peintes adultes est évaluée à 17,9 ± 4,6 tortues (13 à 23 tortues) mais cette estimation est grandement biaisée, à cause du faible taux de captures (moins de 0,3 tortue/visite) et du faible taux de recapture à la fin de la période d'échantillonnage (moins de 50 % de recapture). Ce faible taux de recapture pourrait s'expliquer par le fait que certains secteurs du marécage sont difficiles d'accès et que l'habitat offre de nombreuses cachettes qui nous étaient inaccessibles. Il s'agit d'un marécage arbustif, contrairement aux autres sites qui étaient tous des étangs. Il est également possible que cette population ne soit pas suffisamment fermée à cause de la présence d'un ruisseau tout près du marécage. Une seule Tortue serpentine adulte et deux Tortues mouchetées ont également été capturées au site de Shawville. Comme pour la Tortue peinte, il est fort possible que le marécage abrite des populations plus importantes. Les jeunes tortues sont exclues de l'évaluation de la taille des populations, mais représentent 14,3 % du total des Tortues peintes à ce site. Aucune Tortue serpentine ou mouchetée immature n'a été capturée.

Dans l'étang de Schwartz, la taille de la population de Tortues peintes adultes est évaluée à $80,6 \pm 21,7$ tortues (59 à 102 tortues), ce qui la place au second rang. Le taux de captures à ce site était relativement élevé, soit 2,4 tortues en moyenne à chaque visite. Le taux de recapture était également relativement élevé (66% recapture pour 10 dernières visites), ce qui permet une estimation fiable de la taille de la population. La densité de Tortues peintes adultes se situe ainsi entre 19,7 et 34 tortues/ha, soit légèrement en deca de celle de Campbell's Bay. Six Tortues serpentes adultes ont également été capturées dans cet étang. La proportion de jeunes Tortues peintes ne représente que 4,6 % du nombre total des individus, et mais elle s'élève à 14,3 % pour la Tortue serpentine.

Le site de Wyman a dû être abandonné à cause du très faible succès de capture. En effet, au bout d'une trentaine de visites, seulement 2 Tortues peintes adultes ont été marquées dont une seule fut recapturée. Il n'est donc pas possible d'estimer la taille de cette population, qui est certainement très faible. De plus, l'une des deux Tortues peintes marquées fut retrouvée morte sur la route adjacente (route 148) en juin 2005 (J.-F. Desroches et R. Laparé, obs. pers.). Une seule Tortue serpentine et deux Tortues mouchetées adultes ont également été capturées et marquées à ce site. La proportion d'individus immatures s'élève à 80 % pour la Tortue serpentine, dont quatre jeunes ont pu être capturés. Aucune Tortue peinte ni mouchetée immature n'a été observée. L'étang de Wyman est probablement un site d'alimentation qui n'abrite pas de population de tortues, mais qui accueille des tortues en déplacement. Cet étang est très riche en végétation et en petite faune. On y retrouve notamment beaucoup de grenouilles. Une trop forte densité de végétation aquatique pourrait nuire aux déplacements des tortues qui y sont généralement moins abondantes (Marchand et Litvaitis 2004).

À Breckenridge, 21 Tortues peintes adultes ont été marquées et 29 recaptures ont été effectuées. Cette population serait de petite taille, soit $29,8 \pm 4,5$ tortues (entre 25 et 34 tortues). Bien qu'il soit possible que l'estimation de population soit biaisée en raison de la grande variabilité et du faible taux de capture (0 à 8 tortues/visite, soit 1,3 tortues/visite en moyenne), le taux de recapture relativement élevé pour les 10 dernières visites (72,5%) indique que la faible taille estimée de cette population est sans doute fiable. Six Tortues serpentes adultes ont également été capturées et marquées dans cet étang. La proportion d'immatures est de 4,6 % pour la Tortue peinte et de 14,3 % pour la Tortue serpentine, ce qui équivaut aux résultats obtenus dans l'étang de Schwartz. La population de tortues de cet étang est possiblement ouverte et soumise à des migrations et émigrations périodiques. En effet, la rivière des Outaouais se retrouve à proximité, soit 200 m au sud.



Photo 9. L'étang de Breckenridge, en bordure de la route 148

Source : Jean-François Desroches

La taille des populations de Tortues peintes varie d'environ 30 à 150 adultes dans les sites étudiés, en excluant le marécage de Shawville (taux de recapture trop faible) et l'étang de Wyman (trop peu d'individus). Les densités de tortues varient ainsi de 8,3 à 43,5 tortues/ha, ce qui est comparable à celles obtenues dans d'autres études en Ontario (22,5 tortues/ha; Browne 2003), en Saskatchewan (11,1 tortues/ha; MacCulloch et Secoy 1983), au Michigan (39,9-89,5 tortues/ha [incluant les jeunes]; Congdon *et al.* 1986) et dans l'état de New York (22,5-27,5 tortues/ha [incluant les jeunes]; Bayless 1975). À Sainte-Anne-de-Bellevue, sur l'île de Montréal, la taille d'une population de Tortues peintes a été évaluée à 112 tortues/0,4 ha (Bider et Hoek 1971), soit l'équivalent de 280 tortues/ha, mais les jeunes ont été inclus dans le calcul. Des densités de Tortues peintes plus élevées que celles des sites étudiés en Outaouais ont aussi été obtenues dans le nord de l'Ontario (Koper et Brooks 1998) et aux États-Unis (Gibbons 1968a; Michell 1988; Lindeman 1990). Il faut toutefois mentionner que plusieurs de ces études considèrent les jeunes dans la taille des populations, ce qui peut faire augmenter substantiellement la taille de celles-ci. Également, les populations de tortues situées plus au sud peuvent abriter plus d'individus (Sexton 1959; Ernst 1971; Galbraith *et al.* 1988) à cause notamment du climat plus favorable et peut-être d'habitats plus productifs.

La taille des populations de Tortues serpentine et mouchetées est faible à tous les sites étudiés. La densité d'adultes varie de 0,1 à 2 tortues/ha pour la Tortue serpentine et de 0,25 à 0,7 tortues/ha pour la Tortue mouchetée. Les densités maximales de 2 Tortues serpentine/ha obtenues à Schwartz et à Breckenridge sont comparables à celles obtenues à des latitudes semblables en Ontario (Galbraith *et al.* 1988). Dans le sud de l'Ontario, les densités de Tortues serpentine et de Tortues mouchetées sont en moyenne de 4,3 et 4,5 tortues/ha, ce qui est assez faible (Browne 2003). Les espèces de tortues plus grosses ont tendance à être représentées en densité plus faible (Vogt et Benitez 1997). Dans nos étangs, la plus faible densité de Tortues serpentine et de Tortues mouchetées, en comparaison avec les Tortues peintes, concorde avec cette affirmation. L'abondance des tortues dans un étang peut toutefois être variable selon les années, à cause des déplacements d'individus (Stone *et al.* 1993). Pour la Tortue mouchetée, comme pour la majorité des populations de Tortues serpentine étudiées, le nombre peu élevé d'adultes capturés porte à croire que les sites étudiés font partie de métapopulations plus grandes qui incluent les étangs étudiés, et non de populations isolées ne subissant aucune immigration et émigration.

L'estimation de la taille des populations étudiées représente un minimum et il est possible que les populations réelles sont plus importantes. Premièrement, il faut considérer que seuls les adultes ont été retenus dans l'évaluation de la taille des populations; les jeunes composent parfois une partie importante du nombre total d'individus (Gibbons 1968a; Hammer 1969; Gibbs et Amato 2000). Deuxièmement, il faut considérer qu'une tortue marquée (numéro peint) observée était automatiquement considérée comme une recapture, même si elle n'a pas pu être capturée avec un filet. Ceci a pour effet de surestimer le nombre de recaptures et donc de sous-estimer la taille réelle de population. Chaque recapture contribue à faire diminuer le nombre estimé de tortues dans la population, c'est-à-dire que plus la proportion de tortues recapturées (dont les peinturées) est élevée, plus l'estimation de la taille totale de la population est diminuée. Par exemple, par règle de trois, un taux de recapture de 50 % dans une population de 100 tortues marquées donne un estimé simplifié de 200 tortues, tandis qu'un taux de recapture de 75 % donne un estimé de 134 tortues. Les mentions de ce type correspondent à moins de 25 % des recaptures.

À l'exception des étangs de Shawville et de Wyman, les estimations de taille des populations de Tortues peintes sont considérées fiables, même si possiblement sous-estimées. Il est à noter que le nombre de tortues observées sur les bûches et non marquées était négligeable durant les deux derniers mois du projet. En effet, durant les 144 visites effectuées durant cette période, pas plus de 44 tortues non marquées ont pu être capturées au total, soit moins de 0,3 tortues/visite, alors que durant la même période le nombre de recaptures a été près de 222 tortues, soit l'équivalent de 1,5 tortues/visite.

La difficulté d'obtenir un nombre suffisant de captures ou de recaptures à certains des sites étudiés n'est pas surprenante. Les estimations adéquates de la taille de populations des tortues sont difficiles à obtenir (Koper et Brooks 1998). En effet, ces animaux sont généralement cryptiques et difficiles à capturer.

Estimation du sexe ratio des populations

Le sexe ratio des tortues est généralement d'environ de 1 : 1, c'est-à-dire que le nombre de mâles adultes et de femelles adultes est semblable (Gibbons 1970). Un tel sexe ratio a été obtenu dans plusieurs études et portant sur différentes espèces (Mosimann et Bider 1960; Tinkle 1961; Gibbons 1968a; Bider et Hoek 1971; Ernst 1971; Wibur 1975; Graham et Doyle 1977; MacCulloch et Secoy 1983; Turner *et al.* 1984; Galbraith *et al.* 1988; Mitchell 1988; Edmonds et Brooks 1996; Walde *et al.* 2003; Daigle et Jutras 2005). Toutefois, si une mortalité différentielle survient, comme par exemple un taux plus élevée de femelles tuées sur les routes, cela peut conduire à un sexe ratio biaisé. Selon certaines études, la mortalité des tortues sur les routes pourrait affecter le sexe ratio dans les populations, en diminuant la proportion de femelles (Aresco 2003; 2004; 2005; Marchand et Litvaitis 2004; Steen et Gibbs 2004; Gibbs et Steen 2005).

Le sexe ratio absolu obtenu pour les populations de Tortues peintes varie de deux mâles pour une femelle (1 : 0,5) à deux femelles pour un mâle (0 : 2). Le sexe ratio de la population de Wyman a été calculé à partir de seulement deux tortues et ne peut donc pas être considéré valide. Il en est de même pour le sexe ratio des populations de Tortues serpentine et mouchetées basé sur un ou deux individus (i.e. Shawville et Wyman). Pour les sites où 10 Tortues peintes ou plus ont été capturées, le sexe ratio absolu varie de 1 : 0,5 à 1 : 1,25.

**Tableau 12. Sexe ratio* absolu des populations de tortues adultes dans les étangs étudiés en Outaouais en 2004
(n=nombre total de tortues adultes ayant servi au calcul)**

Site	Tortue peinte	Tortue serpentine	Tortue mouchetée
Campbell's Bay	1 :0,9 (n=80)	1 :3 (n=4)	-
Shawville	1 :1 (n=10)	1 :0 (n=1)	0 :1 (n=1)
Schwartz	1 :0,5 (n=37)	1 :5 (n=6)	-
Wyman	0 :2 (n=2)	0 :1 (n=1)	2 :0 (n=2)
Breckenridge	1 :1,25 (n=20)	1 :1 (n=6)	-

* Le sexe ratio est présenté sous forme d'un ratio mâles : femelles

Globalement, tous sites confondus, il est de 1 :0,85 et non significativement différent de 1 :1 ($X^2=0,406$; $p=0,05$; $n=149$). Le test de Khi-carré nous démontre que dans toutes les populations étudiées, le sexe ratio des Tortues peintes n'est pas significativement différents de 1 :1. Le site de Wyman est exclu du test à cause du nombre trop faible ($n=2$) de tortues. Le sexe ratio obtenu est exactement de 1 :1 à Shawville mais seulement 10 tortues composent l'échantillon. Les autres sites obtiennent un sexe ratio non significativement déviant de l'équilibre : Campbell's Bay ($X^2=0,10$; $p=0,05$; $n=80$), Schwartz ($X^2=2,36$; $p=0,05$; $n=37$) et Breckenridge ($X^2=0,40$; $p=0,05$; $n=20$).

Chez la Tortue serpentine, le sexe ratio absolu varie de 1 : 1 à 1 : 5, favorisant toujours les femelles. Les femelles de cette espèce ont une hausse d'activité en juillet, sans doute liée à l'alimentation (Brown et Brooks 1993); ceci pourrait expliquer nos captures de femelles plus élevées dans certains étangs en été. La difficulté à déterminer le sexe chez les Tortues serpentes vivantes a pu causer des erreurs, des mâles ayant pu être pris à tort pour des femelles. Ceci pourrait avoir causé une surestimation du nombre de femelles. Chez la Tortue mouchetée le sexe ratio global est de 1 :05 mais il ne concerne que trois individus et ne peut donc pas être considéré représentatif des populations.

Finalement, le sexe ratio global de toutes les espèces confondues ($n=170$) est de 1 :0,9 et n'est pas significativement différent de 1 :1 ($X^2=0,106$; $p=0,05$, $n=170$). Les résultats obtenus démontrent que le sexe ratio des populations de tortues étudiées ne diffère pas significativement de 1 : 1.

2.3.2. Relation entre la taille et le sexe ratio des populations de tortues et la mortalité sur les routes adjacentes

L'impact de la mortalité routière sur les populations de tortues a été évalué en comparant le nombre et les caractéristiques (espèces, stade, sexe) des tortues capturés dans les étangs sélectionnés avec celles des tortues mortes sur les routes adjacentes. Le nombre de tortues mortes recensé sur les routes en bordure des étangs étudié est faible, variant entre 1 et 2,5 tortues/ année. Comme pour les populations de tortues étudiées, les caractéristiques des tortues mortes sur les routes sont variables d'un site à l'autre (tableau 13).

Tableau 13. Nombre et caractéristiques des tortues mortes recensées en 2003-2004 sur les routes adjacentes aux étangs sélectionnés pour l'évaluation des populations

Site	Taille estimée de la population de Tortues peintes adultes	Mortalité routière en 2003	Mortalité routière en 2004	Moyenne du N de tortues mortes/année (toutes espèces confondues)
Campbell's Bay	145,6±28,2	1 mâle peint	1 jeune serpentine	1 tortue/année
Shawville	17,9 ± 4,6*	1 jeune peint et 1 femelle mouchetée	1 jeune serpentine	1,5 tortues/année
Schwartz	80,5±21,7	1 femelle peint	1 femelle peint	1 tortue/année
Wyman	Très faible*	2 femelles peintes	1 femelle peint et 1 adulte mouchetée (sexe inconnu)	2 tortues/année
Breckenridge	29,8±4,5	2 peintes (femelle et sexe inconnu)	3 femelles peintes (dont 2 marquées)	2,5 tortues/année

* Estimation biaisée

Les trois espèces de tortues recensées dans les étangs figurent également parmi les tortues mortes. L'espèce la plus commune parmi les tortues tuées est la Tortue peint, représentant 75 % des individus, tandis que la Tortue serpentine et la Tortue mouchetée représentent chacune 12,5 % du total des mortalités. Si chaque espèce avait une probabilité équivalente de se faire écraser sur les routes on devrait s'attendre à ce que le pourcentage relatif des mortalités soit le même que celui dans les populations. C'est seulement le cas pour la Tortue serpentine, qui représente 11,4 % des tortues capturées dans les étangs. La proportion de Tortues peintes mortes est légèrement inférieure à celle retrouvée dans les populations (75 % vs 86,7 %), tandis que pour la Tortue mouchetée, la proportion des tortues mortes est beaucoup plus importante que celle retrouvée dans les populations (12,5 % vs 1,9 %). La Tortue mouchetée subirait donc une mortalité relative plus importante que les autres espèces sur les routes.

Les jeunes tortues équivalent à 17,6 % des tortues trouvées mortes sur les routes adjacentes aux étangs, comparativement à 15,7 % dans les étangs étudiés. La proportion de tortues immatures tuées sur les routes adjacentes aux étangs à l'étude n'est donc pas différente de celle retrouvée dans les étangs.

Sur les routes adjacentes aux étangs étudiés, le sexe a pu être déterminé chez 11 tortues adultes. Le sexe ratio de celles-ci est fortement biaisé en faveur des femelles, qui représentent 90,1 % du total. Il est significativement différent de celui retrouvé dans les populations étudiées ($X^2=8,46$; $p=0,05$; $n=182$). La proportion de femelles tuées sur les routes est donc plus élevée que celle retrouvée dans

les populations étudiées. Ceci indique les femelles subissent une mortalité plus importante sur les routes, probablement liée à leurs déplacements terrestres en période de ponte.

Un taux de mortalité annuel de 5 à 10 % chez les adultes et de 2 à 3 % chez les femelles est suffisant pour affecter négativement les populations de tortues (Congdon *et al.* 1993; 1994; Cunnington et Brooks 1996; Heppell *et al.* 1996; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003). Dans les populations jugées non en déclin, le taux de survie annuel des adultes est généralement supérieur à 90 % (Galbraith et Brooks 1987b; Mitchell 1988; Frazer *et al.* 1991; Iverson 1991; Iverson et Smith 1993; Koper et Brooks 1998; Reed et Gibbons 2002). Afin de déterminer si le taux actuel de mortalité sur les routes peut affecter négativement les populations de tortues dans les étangs étudiés, une comparaison entre le taux de mortalité annuel et la taille des populations a été effectuée. Le nombre total de tortues mortes/année a été comparé à la population de chaque espèce, et non seulement le nombre de tortues de l'espèce concernée, étant donné les variations annuelles potentiellement importantes.

À Campbell's Bay, la population de Tortues peintes est évaluée entre 117 et 174 adultes. Le taux de mortalité observé sur les routes en bordure est relativement faible, soit 1 tortue/année. Pour cette espèce, cela représenterait 0,3 à 0,9 % de la population. Pour atteindre un taux de mortalité de 5 %, il faudrait que 5,9 à 8,7 tortues/année meurent sur les routes adjacentes. La seule Tortue peinte morte recensée pendant l'étude était un mâle. Selon les données obtenues en 2003-2004, la population de Tortues peintes de Campbell's Bay ne serait donc pas menacée de déclin par la mortalité routière. On ne peut en dire autant des Tortues serpentines, donc seulement quatre adultes ont été capturés dans l'étang. Si ce nombre représente la population réelle, un taux de mortalité supérieur à 0,5 tortue/année ou une tortue/2 ans serait suffisant pour conduire à un déclin. Ce taux de mortalité semble possible, même si aucune Tortue serpentine adulte n'a été tuée à ce site en 2003-2004. Un juvénile a toutefois été trouvé mort sur la route 301, en bordure est de l'étang.

Au marécage de Shawville, la taille de la population de Tortues peintes adultes a été évaluée à $17,9 \pm 4,6$ tortues mais le faible taux de recapture n'en permet pas une évaluation fiable. De façon très conservatrice, considérons que la population compte 20 adultes. Si l'on considère que le taux de mortalité annuel à cet endroit est de 1,5 tortues/année, cela représente 7,5 % de la population et cette dernière serait en risque de déclin. Si toutefois la population de Tortues peintes compte 30 adultes, la mortalité routière annuelle en représente alors 5 %. On doit donc considérer cette population en risque de déclin même si l'évaluation de la taille de la population n'est pas jugée fiable. Seule une jeune Tortue peinte a pu être dénombrée parmi les tortues mortes sur la route adjacente au marécage lors de l'étude. Les populations de Tortues serpentines et de Tortues mouchetées sont quant à elles à très haut risque de déclin selon les données obtenues en 2003-2004. En effet, seulement un et deux adultes de ces espèces ont été respectivement capturés, et le taux de mortalité annuel sur la route (1,5 tortues/année) en représente 150 % et 75 %. La taille des populations est sans doute plus élevée que les quelques individus capturés, mais il est certain que le taux de mortalité annuelle dépasse les 5 % et probablement même les 10 %. Parmi les tortues mortes recensées sur la route adjacente lors de l'étude figurent une jeune Tortue serpentine et une femelle Tortue mouchetée. Cette dernière a été tuée le soir alors qu'elle traversait la route à la recherche d'un site de ponte (J.-F. Desroches, obs. pers.). Même si des immigrants venaient occasionnellement coloniser ce marécage, on doit considérer ces populations de Tortues serpentines et mouchetées comme menacées de déclin.

L'étang étudié à Schwartz abrite une population de Tortues peintes adultes dont la taille est estimée entre 59 à 102 tortues. Le taux de mortalité routière des Tortues à cet endroit est de 1 tortue/année,

ce qui correspond à 1,7 ou 0,98 % de la population. Pour obtenir un taux de 5 %, il faudrait que 2,95 à 5,1 tortues/année meurent sur la route adjacente. Ceci est possible, surtout dans le cas de la limite inférieure (2,95 tortues/année). En 2003 et 2004, au moins une femelle Tortue peinte a été tuée sur la route 303, qui passe à l'ouest de l'étang. Bien que la population de Tortues peintes de Schwartz semble présentement non affectée par la mortalité routière, une légère hausse pourrait conduire à un déclin. En ce qui concerne la Tortue serpentine, seulement six adultes ont été capturés à ce site et aucune tortue de cette espèce n'a été trouvée morte sur la route. En considérant les six tortues comme étant la population totale, un nombre aussi faible que 0,3 Tortues serpentines tuées/année serait nécessaire pour mener au déclin de la population. En doublant la taille de la population, il faudrait 0,6 tortues mortes/année ce qui demeure possible. Il faut toutefois noter qu'aucune Tortue serpentine morte n'a été recensée sur la route bordant l'étang en 2003 et 2004.

À Wyman, seulement deux Tortues peintes adultes ont été capturées dont une seule fut recapturée. La mortalité routière à ce site atteint 2 tortues/année, ce qui est très élevé pour une population si petite. De plus, parmi les tortues mortes recensées en 2003-2004 on retrouve trois femelles Tortues peintes, et en juin 2005 l'une des deux femelles marquées en 2004 a été retrouvée morte sur la route ! Le nombre de Tortues peintes retrouvées à cet étang est très bas et la mortalité routière a certainement un impact négatif important. Il s'agit probablement d'un site d'alimentation qui n'abrite pas de véritable population de tortues mais plutôt des individus en déplacement qui y demeurent plus ou moins longtemps. En ce qui concerne les autres espèces de tortues trouvées à ce site, seulement une Tortue serpentine et deux Tortues mouchetées adultes ont pu y être capturées. Aucune Tortue serpentine n'a été retrouvée morte sur la route bordant l'étang mais une Tortue mouchetée adulte de sexe non déterminé y a été recensée en 2004. Ces deux espèces, comme la Tortue peinte, sont probablement de passage à ce site. Toutefois, le taux de mortalité routière relativement important (2 tortues/année) représente un problème et il est évident que sans immigration aucune population de tortues n'y subsisterait. L'étang de Wyman pourrait agir à titre de puits en attirant les tortues qui y subissent un taux de mortalité important.

À Breckenridge, la population de Tortues peintes adultes comprendrait 25 à 34 individus selon notre estimation. Le taux de mortalité routière est très élevé à cet endroit, s'établissant à 2,5 tortues/année. Il s'agit du taux de mortalité routière le plus élevé parmi les cinq sites étudiés. La population de Tortues peintes de cet étang subit sans doute un déclin, car la mortalité routière annuelle représente 7,4 à 10 % de la population. En 2004, deux des trois tortues trouvées mortes sur la route avaient été capturées dans l'étang et marquées peu de temps auparavant, ce qui prouve l'importance réelle du taux de mortalité. Toutes les tortues mortes recensées sur la route adjacente en 2003-2004 étaient des Tortues peintes. Six Tortues serpentines ont également été capturées dans cet étang, mais aucune n'a été retrouvée morte sur la route. Un nid de Tortue serpentine a été trouvé en bordure de la route 148, près de l'étang, ce qui indique qu'une femelle s'y est aventurée. Le taux élevé de mortalité annuel des tortues à cet endroit indique un danger pour la population de Tortues serpentines. Finalement, bien qu'aucune Tortue mouchetée n'ait été observée dans l'étang de Breckenridge lors de l'étude, il importe de souligner que deux spécimens morts ont été trouvés sur la route en 1993 et 1997 (J.-F. Desroches, obs. pers.). Le taux élevé de mortalité routière des tortues à cet endroit et le fait qu'aucune Tortue mouchetée n'ait été trouvée en 2004 indique certainement un déclin de cette population, à moins qu'il ne s'agissait que d'immigrants. En effet, compte tenu du taux important de mortalité observé, il est évident que la persistance de la population de tortues de cet étang repose sur l'apport d'immigrants. La rivière des Outaouais se retrouve à 200 m au sud du site et est sans doute la source de ces immigrants.

2.4. Conclusion

Les animaux représentés en faible densité, au taux de reproduction bas et à temps intergénérationnel élevé sont plus vulnérables à la mortalité additionnelle (Forman *et al.* 2003). Les tortues sont ainsi vulnérables à toute mortalité additionnelle, comme celle résultant de collisions avec des véhicules. Ceci est particulièrement applicable aux petites populations isolées, comme celles étudiées en 2004. Les étangs sélectionnés lors de l'étude des populations de tortues figurent parmi ceux représentant le plus haut risque de déclin pour les tortues en Outaouais : superficie restreinte, populations de petite taille et relativement isolées, présence de mortalité routière.

Trois espèces ont été capturées dans les étangs étudiés : la Tortue peinte, la Tortue serpentine et la Tortue mouchetée. Nos résultats indiquent que seule la Tortue peinte se retrouve sous forme de populations importantes dans quelques-uns de ces étangs; la Tortue serpentine et la Tortue mouchetée ne s'y trouvant représentées que par des petites populations ou quelques individus. Pour toutes les espèces de tortues, l'étang de Wyman constitue un site temporaire – probablement d'alimentation – et n'abrite aucune population de tortues, mais plutôt quelques individus. Ce type d'étang peut constituer un puits si trop de tortues y meurent lors des déplacements d'immigration et d'émigration.

Le sexe ratio des tortues n'est pas biaisé en faveur de l'un des sexes dans les étangs étudiés, ce qui suggère l'absence de mortalité différentes entre les sexes, notamment du aux routes. Toutefois, parmi les tortues tuées sur les routes adjacentes, on ne retrouve presque uniquement que des femelles. Le nombre de femelles ainsi tuées est considéré non préjudiciable dans certaines populations (Campbell's Bay et Schwartz) et l'arrivée d'immigrants est probablement responsable du maintien des populations dans d'autres (Breckenridge).

L'immigration d'individus limite certainement l'impact de la mortalité à certains sites, mais la taille des populations, chez la Tortue peinte, suffit à les maintenir en général. Les populations de Tortues serpentes et mouchetées des petits étangs isolés en bordure des routes – comme ceux ici étudiés – sont plus à risque que les Tortues peintes. Tout d'abord, leurs populations sont beaucoup plus petites, de l'ordre de quelques adultes, alors qu'elle atteignent de 20 à 174 adultes chez la Tortues peinte.

Le caractéristiques démographiques constituent un autre désavantage pour les Tortues serpentes et mouchetées. Certaines populations de tortues, surtout celles d'espèces à maturité sexuelle tardive et à longue vie reproductive, sont plus à risque et peuvent ne pas supporter une augmentation de la mortalité des adultes (Wilbur 1975; Metcalf et Metcalf 1979; Galbraith et Brooks 1989; Doroff et Keith 1990; Brooks *et al.* 1992; Congdon *et al.* 1994; Cunningham et Brooks 1996; Hall *et al.* 1999). L'âge à maturité est généralement de 15-20 ans pour les femelles Tortues serpentes (Brooks *et al.* 1991a; Congdon *et al.* 1987; Galbraith et Brooks 1987a; 1989; Galbraith *et al.* 1989) et les femelles Tortues mouchetées (Congdon *et al.* 1983; Standing *et al.* 2000). En comparaison, les femelles Tortues peintes sont matures à l'âge de 7 à 13 ans (Christens et Bider 1986; MacCulloch et Secoy 1983; Gibbons 1968a; Wilbur 1975; Mitchell 1988; Gibbons 1968b). Comme chaque année représente un risque de mortalité additionnel, notamment face à la mortalité routière, les espèces à maturité sexuelle plus tardives ont moins de chances de se rendre à l'âge adulte et de se reproduire plus d'une fois, et ainsi plus à risques de connaître des déclin.

La mortalité routière observée n'est pas préjudiciable aux populations de Tortues peintes en général ni à celles des Tortues serpentine. Le nombre de tortues tuées est inférieur dans la plupart des cas au pourcentage critique. Dans le cas de la Tortue peinte, la taille des populations est suffisante comparativement au nombre de tortues tuées annuellement, pour les maintenir. Aucun adulte Tortue serpentine n'a été trouvé mort sur les routes adjacentes aux étangs étudiés en 2003-2004, mais compte tenu de la faible taille des populations, toute mortalité risquerait de nuire à celles-ci. Le pourcentage de Tortues peintes tuées est semblable à celui des captures dans les étangs (75 % vs 86,7 %), tout comme celui des Tortues serpentine (12,5 % vs 11,4 %). Toutefois, en ce qui concerne la Tortue mouchetée, la mortalité routière semble importante puisque l'espèce ne représente que 1,9 % des tortues capturées dans les étangs mais compte pour 12,5 % des tortues tuées sur les routes adjacentes. La Tortue mouchetée effectue de longs déplacements terrestres et est ainsi plus à risque d'être heurtée par les véhicules.

Il semble donc que la présence de route puisse causer un déclin local des populations situées le long des routes, surtout chez les Tortues serpentine et mouchetées. Nos résultats concordent avec ceux d'autres études réalisées en Ontario (Browne 2003) et aux États-Unis (Gibbs et Shriver 2002), et démontrent que la mortalité routière affecte généralement peu ou pas les populations de Tortues peintes, mais s'avère néfaste pour celles des Tortues serpentine et surtout pour les Tortues mouchetées. Cet effet, en Outaouais, est cependant biaisé à l'échelle globale puisque les populations choisies étaient parmi les plus vulnérables, soit de petite taille et le plus fermées possible, afin de pouvoir réaliser l'étude avec un taux de capture et de recapture satisfaisant. Étant donné que la très grande majorité des habitats de tortues sont de plus grande taille et abritent des populations ouvertes, il est fort possible que l'effet négatif de la route soit négligeable à grande échelle, sauf peut-être pour des espèces à statut précaire, comme la Tortue mouchetée. À cet effet, il faut considérer que les résultats obtenus dans la présente étude sont applicables aux petits étangs relativement isolés situés le long des routes, et non à toutes les populations de tortues de l'Outaouais.

Dans la présente étude, les sites étudiés possèdent les caractéristiques les plus problématiques pour les populations de tortues, les estimations de population sont légèrement sous-évaluées ou minimales, ce qui a pour effet de rendre l'évaluation de l'impact de la route très conservatrice.

CHAPITRE 3 : NIDIFICATION DES TORTUES EN BORDURE DES ROUTES ET EN MILIEU ÉLOIGNÉ

3.1. Mise en situation

Les tortues construisent habituellement leur nid en milieu ouvert, non recouvert de canopée (Legler 1954). L'accotement des routes, constitué de gravier et de sable, offre un lieu propice à la ponte des tortues (Gemmell 1970; Linck *et al.* 1989; Ashley et Robinson 1996; Browne 2003; Desroches et Rodrigue 2004; Lascelles 2004; Steen et Gibbs 2004). Les conditions potentiellement différentes qui prévalent en bordure des routes, notamment en ce qui concerne la température du substrat, pourraient influencer sur le succès d'éclosion des œufs. Le taux de prédation sur les nids pondus au bord des routes et des autres types de lisières est souvent élevé (Gemell 1970; Temple 1987; Burkey 1993; May et Norton 1996; Yahner et Mahan 1997; Boulet et Darveau 2000). Chez les tortues, la survie des œufs jusqu'à l'éclosion et des jeunes est variable et généralement faible (Gibbons 1968a; 1987; Congdon *et al.* 1983; 1987; 1994; Crouse *et al.* 1987; Brooks *et al.* 1991a; 1992; Iverson 1991; Gibbs et Amato 2000; Klemens 2000; Standing *et al.* 2000; Hamilton *et al.* 2002). La mortalité chez les jeunes tortues serait également importante (Heppell *et al.* 1996) quoique très peu documentée et difficile à évaluer (Turner *et al.* 1984). On croit que ce type de mortalité est normal et que les tortues, par leur type de cycle vital, y sont adaptées. Une faible proportion de tortues atteindrait l'âge adulte (Gibbons et Semlitsch 1982).



Photo 10. Tortue serpentine creusant son nid au bord de la route
Source : Jean-François Desroches

Même si la mortalité des adultes reproducteurs risque d'affecter plus durement la survie des populations de tortues que celles des œufs ou des jeunes (étant donné la dynamique des populations : recrutement faible, longévité, maturité tardive), un recrutement est nécessaire pour assurer la survie à long terme des populations de tortues. Ainsi, un taux de survie nul ou trop faible des œufs et/ou des jeunes sur de nombreuses années représente également un problème important pour les populations de tortues, Sans recrutement suffisant, les populations de tortues sont vouées à décliner (Burke *et al.* 2000; Gibbs et Amato 2000; Klemens 2000; Mitchell et Klemens 2000).

Température du substrat : Il est apparu pertinent de vérifier la température des nids dans la présente étude, en choisissant des nids en bordure des routes vs des nids éloignés des routes. Ceci a été

réalisé en vue de vérifier s'il existe une différence entre ces deux types d'emplacement, et incidemment si il peut y avoir un impact au niveau des nids pondus en bordure des routes. L'asphalte se réchauffe au soleil et retient la chaleur le soir (Asaeda et Ca 1993). L'hypothèse était que les nids situés en bordure des routes, à cause de la chaleur produite par l'asphalte qui se réchauffe au soleil, obtiendraient par conduction via le sol des températures plus élevées.

La température dans les nids a un effet sur la survie des embryons, la taille des jeunes tortues et même la croissance des jeunes après l'éclosion (Gutzke et Packard 1987; Gutzke *et al.* 1987; Brooks *et al.* 1991b; McKnight et Gutzke 1993; Rhen et Lang 1995) et, chez plusieurs espèces elle détermine le sexe (Yntema 1976; 1979; Bull et Vogt 1979; Dimond 1979; Wilhoft *et al.* 1983; Gutzke et Packard 1987; Packard *et al.* 1987; Schwarzkopf et Brook 1987; Etchberger *et al.* 1992; Ernst *et al.* 1994). Une température plus chaude peut accélérer le développement des embryons (Yntema 1978; Vogt et Bull 1984) et favoriser la prédominance de femelles dans les nids (Vogt et Bull 1984). La mortalité des embryons augmente aux basses et hautes températures (Brooks *et al.* 1991b), de même que la fréquence des anomalies sévères (Gutzke *et al.* 1987). Une hausse de température peut également résulter en une diminution des réserves nutritives du sac vitellin, et ainsi affecter négativement la survie des nouveau-nés qui passent l'hiver au nid (Willette *et al.* 2005).

La température dans les nids de tortues revêt donc une importance capitale. Dans les climats froids, comme au Québec, une différence minime de température peut avoir des conséquences importantes sur le développement et la survie des embryons de tortues. Les températures froides lors de l'incubation des œufs pourraient par ailleurs constituer le facteur limitant le plus important pour les tortues dans le nord de leur aire de répartition (Bobyn et Brooks 1994).

Taux de prédation : La prédation des nids de tortues est la cause principale de mortalité des œufs (Burger 1977; Burke *et al.* 2000; Hamilton *et al.* 2002). Elle a été identifiée comme l'une des menaces principales sur les tortues au Québec (Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec 2005) et dans le parc national de Pointe-Pelée, en Ontario, elle est considérée comme une plus grande menace aux populations de tortues que la mortalité routière (Browne 2003). Le Raton-laveur est un prédateur important, mais d'autres prédateurs sont connus, dont la Mouffette rayée, le Renard roux et certains autres mammifères et oiseaux (Hamilton 1940; Hammer 1969; Wilbur 1975; Burger 1977; Wilhoft *et al.* 1979; Petokas et Alexander 1980; Snow 1982; Congdon *et al.* 1986; 1987; Christens et Bider 1987; Temple 1987; Ross et Anderson 1990; Buech *et al.* 1997; Mitchell et Klemens 2000; Hamilton *et al.* 2002; Browne 2003; Feinberg et Burke 2003; Desroches et Rodrigue 2004). Plusieurs de ces prédateurs ont été favorisés par les actions humaines et leurs populations ont connu une croissance (Mitchell et Klemens 2000). Des niveaux élevés de prédation pourraient être responsables du déclin de certaines tortues (Temple 1987). Les nids situés en bordure des routes pourraient connaître un taux de prédation plus important à cause de l'effet de corridor qui faciliterait la tâche aux prédateurs (Burkey 1993; May et Norton 1996; Boulet et Darveau 2000).

Succès d'éclosion :

Le succès d'éclosion représente la proportion de nids d'où émergent des jeunes tortues. Il s'agit des nids ayant échappé (au moins partiellement) aux températures léthales ou inappropriées, à la prédation et à tout autre facteur de mortalité. L'infertilité, quoique probablement très rare, peut également interférer sur le succès d'éclosion. Le succès d'éclosion des nids de tortues est très variable selon les sites et selon les années. Les étés courts et relativement frais retrouvés à la limite

de répartition des tortues imposent des restrictions sévères au niveau du développement embryonnaire et du succès du taux d'éclosion (Galbraith et Brooks 1987a). À titre d'exemple, un taux d'éclosion nul a été rapporté chez une population de Tortues serpentes du nord de l'Ontario, durant six années sur 10, car le développement des jeunes n'a pu être complété avant l'hiver (Galbraith et Brooks 1987a). Lorsque les nids ne sont pas tous pillés, les succès d'éclosion rapportés varient le plus souvent de moins de 10 % à près de 40 % (Burger 1977; Congdon *et al.* 1983; Galbraith et Brooks 1987; Kolbe et Janzen 2002). Ils peuvent cependant atteindre plus de 60 et 80 % (Burger 1977; Lindeman 1991). Les nids situés en bordure des routes pourraient connaître un succès d'éclosion différent des autres, si les causes de mortalité ont un impact différent.

3.2. Méthodologie

Choix des sites

Pour ce volet de l'étude, 12 sites de ponte de tortues situés en Outaouais ont été sélectionnés (figure 5; tableau 14). Le choix des sites s'est fait selon leur fréquentation connue par les tortues lors de la nidification et suite à des visites sur le terrain effectuées en 2003 et en mai 2004.

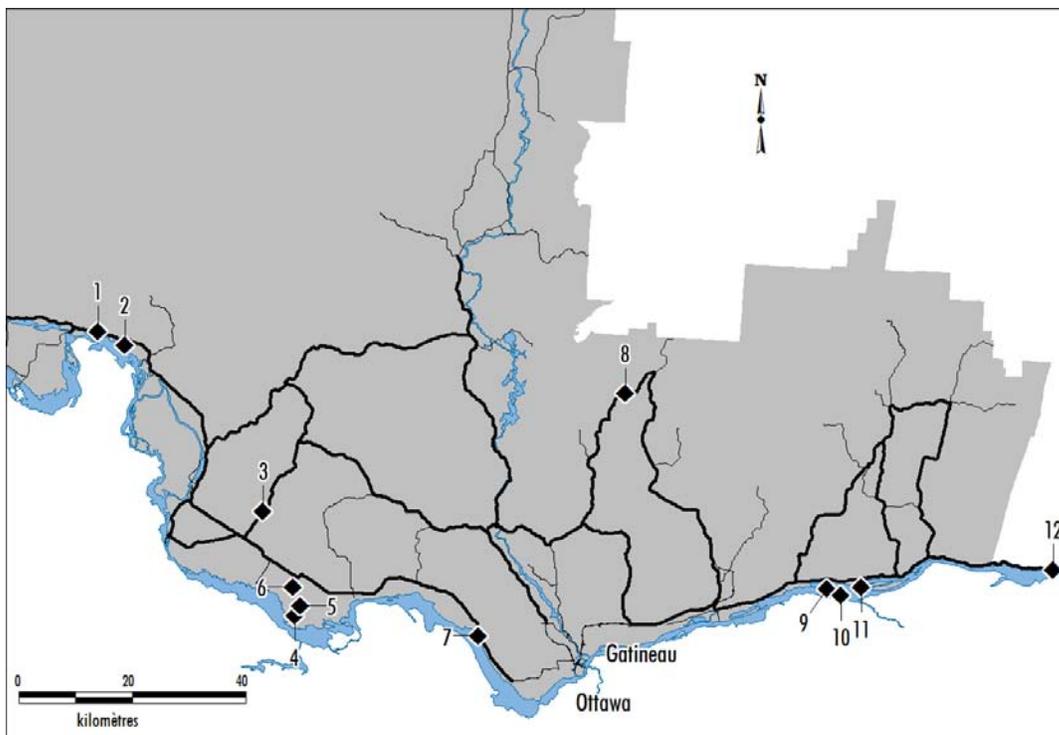


Figure 5. Localisation des sites de ponte de tortues étudiés en Outaouais en 2004 (cercles rouges = sites situés le long d'une route asphaltée ; cercles verts = sites éloignés des routes)

Tableau 14. Caractéristiques et localisation des sites de ponte de tortues étudiés en Outaouais en 2004

#	Nom du site	Localisation	Route, Intermédiaire ou Naturel ?	Habitat	Caractéristiques de la route
1	Waltham	45°54'33'' 76°51'55''	Route	Bord de route asphaltée, secteur boisé, à environ 150 m de la rivière des Outaouais	Route 148, vitesse maximale affichée de 90 km/h.
2	Davidson	45°53'29'' 76°48'04''	Route	Bord de route asphaltée, entre la rivière des Outaouais et un grand étang	Chemin Thomas-Lefebvre, vitesse maximale affichée de 50 km/h.
3	Yarm	45°39'15'' 76°28'55''	Route	Bord de route asphaltée, face à un grand marécage	Route 303, vitesse maximale affichée de 90 km/h.
4	Bristol-Mines-1	45°29'3'' 76°21'58''	Naturel	Sablière naturelle, proximité de marais	
5	Bristol-Mines-2	45°30'04'' 76°21'13''	Naturel	Sablière naturelle, proximité de marais	
6	Bristol-Mines-3	45°31'47'' 76°22'27''	Route	Bord de routes asphaltées, en bordure de champs et milieux humides	Chemin de Bristol Mines et Chemin Aylmer, vitesse maximale affichée de 50 km/h.
7	Breckenridge	45°28'31'' 75°56'59''	Route	Bord de route asphaltée, adjacent à un étang	Route 148, vitesse maximale affichée de 90 km/h.
8	Bowman	45°52'41'' 75°39'33''	Route/ Intermédiaire/ Naturel	Bord de route asphaltée, remblai graveleux et sablonneux du réservoir l'Escalier et secteurs ouverts adjacents	Route 307, vitesse maximale affichée de 90 km/h.
9	Baie Noire 1	45°35'26'' 75°10'19''	Intermédiaire	Piste cyclable en gravier, bordure du pont Legault, sur une presqu'île de la rivière des Outaouais	
10	Baie-Noire 2	45°34'52'' 75°08'24''	Intermédiaire/ Naturel	Piste cyclable en gravier, petites plages et ouvertures sablonneuses dans champ en friche, sur une presqu'île de la rivière des Outaouais	
11	Parc de Plaisance	45°35'48'' 75°05'42''	Route/ Intermédiaire/ Naturel	En bordure de routes asphaltées, ainsi que de petites sections de routes et pistes cyclables en gravier sur une presqu'île de la rivière des Outaouais	Chemin des Presqu'îles, de la Grande Presqu'île et de la Petite Presqu'île. Limite de vitesse affichée de 50 km/h.
12	Calumet	45°38'36'' 74°39'50''	Route/ Intermédiaire/ Naturel	En bordure d'un sentier graveleux et plages sablonneuses sur une presqu'île de la rivière des Outaouais	La route 148 constitue la limite nord du site, vitesse maximale affichée de 90 km/h.

Localisation des nids

L'observation aux sites s'est déroulée du 9 juin au 1^{er} juillet 2004. Pendant la saison de ponte, la plupart ont été quotidiennement surveillés afin d'y recenser les tortues en processus de ponte. Les heures d'observation variaient selon l'activité des tortues, mais se sont surtout concentrées en matinée (5 h à 9 h) et en soirée (15 h à 21 h), lorsque les tortues y étaient plus actives. L'observation se faisait toujours par une seule personne, qui selon le site devait patrouiller la zone à la recherche des tortues ou demeurer immobile à l'aide de jumelles et surveiller l'arrivée des tortues femelles, de la façon la plus discrète possible. En effet, certaines tortues femelles quittent leur site de ponte si elles sont dérangées par des observateurs (Congdon *et al.* 1983).

À chaque fois qu'une tortue femelle était observée en train de creuser un nid ou de pondre, les observateurs notaient l'espèce, le nombre de faux nids (lorsqu'applicable), l'heure de début et de fin de ponte (si connue) et repéraient l'endroit exact du nid. Lorsque la femelle tortue avait complété sa ponte et quitté le nid, ce dernier était localisé précisément à l'aide d'un GPS, et marqué à l'aide d'un clou en fer (de 8 ou 10 pouces de longueur) orné d'un ruban fluorescent numéroté afin de permettre de le localiser facilement. Cette méthode n'influencerait pas la prédation (Tinkle *et al.* 1981 ; Burke *et al.* 2005). Le clou était planté à 15 cm du nid (du côté opposé à la route ou à 15 cm au sud). Pour les sites situés le long des routes, une marque a été faite sur la route, vis-à-vis chacun des nids, à l'aide de peinture fluorescente orange. Une fiche de terrain recto-verso a été remplie par chaque personne par jour (voir annexe III).



Photo 11. Tortue sur son nid, avec clou et ruban numéroté posé à côté
Source: Michel Rhéaume

Chaque nid était inclut dans l'une des catégories suivantes : Route, Intermédiaire, ou Naturel. La catégorie "route" inclut les nids situés sur les accotements routiers, la catégorie "intermédiaire" ceux sur les pistes cyclables ou les chemins de terre, et celle "naturelle" concerne les nids localisés dans des endroits éloignés des routes comme les sablières et les berges sablonneuses. Lorsque la femelle tortue a été vue pondant ou terminant son nid, le nid a été identifié par un chiffre séquentiel croissant sur le ruban (1 à ...).

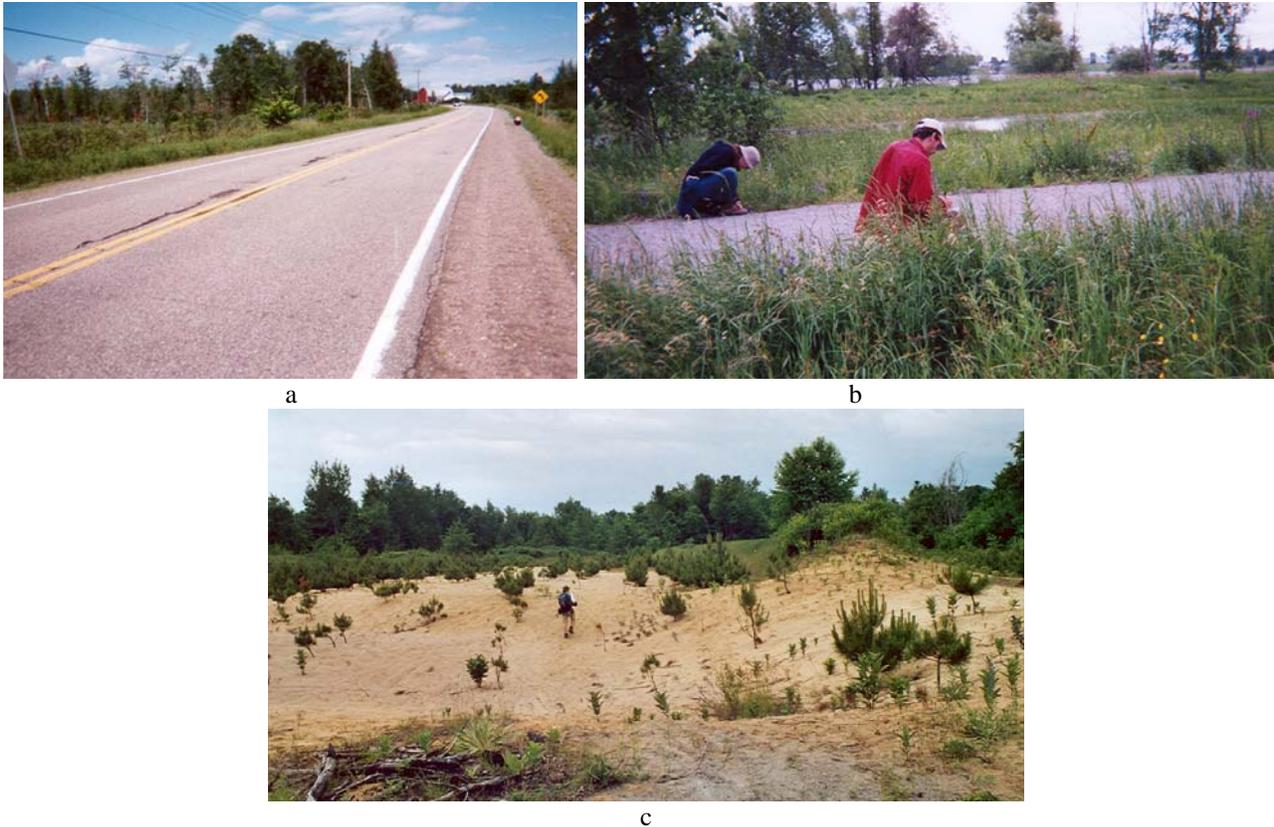


Photo 12. Types d'habitats de ponte des tortues (a= Route, b= Intermédiaire, c= Naturel)
 Source : Jean-François Desroches

Suivi des nids pour la prédation et le succès d'éclosion

À chaque fois qu'un nid (numéroté ou non) était pillé, le numéro du nid ainsi que la date étaient notées. Les nids trouvés seulement après prédation ont été identifiés par un numéro (A,...). Les morceaux de coquilles d'œufs étaient ensuite récoltés pour éviter d'être comptabilisés à nouveau lors des visites subséquentes. Seuls les nids dont la femelle en ponte ou sur le nid a été vue ont été considérés pour le suivi, ceux découverts après prédation ont été considérés pour le calcul du nombre de nid par regroupement.

De juillet à octobre 2004, chacun des 12 sites de ponte de tortues a été revisité à tous les mois afin de déterminer le taux de prédation, de même que le succès d'éclosion des nids non détruits. Chaque nid était alors inspecté afin de détecter la présence de coquilles d'œufs ou de trous dans le sol, ou tout autre signe de prédation ou d'éclosion. Les nids ont été déterrés à l'automne (du 10 au 13 octobre 2004) pour vérifier leur statut (éclos vs mort) et enlever les faux nids de l'analyse des résultats (comme dans : Tessier et Lapointe 2004; Bowen *et al.* 2005).

Senseurs de température du substrat des nids

À la fin de la période de ponte, du 14 au 16 juillet 2004, des senseurs de température ont été placés près des nids, dans des endroits possédant des caractéristiques semblables (distance de la route, ensoleillement, substrat, profondeur, etc.). À la même profondeur, la température du sol adjacent

aux nids de tortues ne montre pas de différence significative (Breitenbach *et al.* 1984). Les senseurs utilisés sont de marque Thermochron (iButton DS1921G) et ont la forme d'une pastille de 18 X 6 mm et pèsent 3,3 grammes. Leurs caractéristiques sont: portée de -40°C à $+85^{\circ}\text{C}$, précision de $\pm 1^{\circ}\text{C}$ entre -30°C et $+70^{\circ}\text{C}$, résolution de $0,5^{\circ}\text{C}$, enregistrements programmables à intervalle de 1 à 255 minutes. Ces senseurs de température sont étanches et peuvent enregistrer les températures à intervalles programmés, pour un total maximal de 2 048 enregistrements. Des essais ont révélé que les Thermochron enfouis dans le sol sont précis et fiables quant aux températures enregistrées (Angelitta et Krochmal 2003).

Les nids qui ont été choisis pour la pose des senseurs de température étaient répartis afin d'être représentatifs des différents sites de ponte étudiés. Les senseurs ont été programmés afin d'enregistrer les températures, à chaque heure, du 16 juillet 12h00 au 8 octobre 19h00, pour un total de 2024 enregistrements, soit durant 84,3 jours. Si l'on considère que le pic de ponte a été observé le 13 juin et que les œufs étaient déjà éclos lors de la visite des sites en octobre, le temps d'incubation des œufs aura été de moins de 120 jours; la période de prise de température correspond donc environ aux 2/3 de la période d'incubation. Au total, 99 senseurs de température ont été placés dans 11 sites de ponte, à raison de 2 à 22 par site. La majorité des senseurs ($n=85$) ont été placés à proximité de vrais nids observés. À Bowman, 10 Thermochron ont été placés à différentes distances fixes de la route, afin d'évaluer l'effet de la distance de la route sur la température du substrat. Au même endroit, quatre Thermochron ont également été placés sur un îlot artificiel de ponte, afin de vérifier l'influence de cet îlot sur la température, comparativement aux sites situés sur le remblai actuel.

Chaque senseur de température a été placé dans un trou creusé à l'aide d'une truelle, à une profondeur de 5 cm ou de 10 cm, représentant respectivement les nids de Tortues peintes et mouchetées, et ceux de Tortues serpentes et géographiques. Ces profondeurs ont été choisies en fonction de la profondeur des nids selon nos observations. La profondeur du trou a été mesurée de façon précise avec un règle à partir de la surface du sol. Le trou était ensuite recouvert du substrat original, comme le feraient les tortues. À 15 cm de chaque senseur de température, donc à 30 cm des nids, un clou en fer de 6 pouces orné d'un ruban orange a été planté dans le sol afin de faciliter leur localisation à l'automne. En effet, à cause de leur petite taille et du fait qu'ils étaient enfouis, les senseurs de température étaient en général difficiles à retrouver.

Du 10 au 13 octobre 2004, les senseurs de température ont été déterrés à l'aide d'une truelle. Le sol autour de chaque senseur a été récolté puis trié sur place dans une passoire métallique pour faciliter leur récupération. Chaque senseur a ensuite été placé dans un sac de plastique avec un numéro d'identification unique puis rapporté pour l'analyse des données. Les données enregistrées dans les senseurs ont été transférées sur support informatique à l'aide d'un logiciel et d'un adaptateur fournis par le fabricant. Les données ont été récupérées dans un fichier texte et transférées dans un fichier Excel. Les données ont été ensuite analysées avec le logiciel SPSS 8.0.

En plus de vérifier l'influence de la proximité de la route sur le profil de température, l'influence d'autres facteurs environnementaux (localisation géographique du site, profondeur du nid) et celle des facteurs temporels (date et heure) a été investiguée individuellement à l'aide de statistiques univariées. Afin de vérifier si la route a véritablement une influence importante sur le profil de température des nids et, si oui, quels facteurs ont une influence prépondérante, une analyse globale à l'aide de statistiques multivariées a été effectuée. En effet, La distribution des échantillons est inégale et seule une analyse multivariée permet de tenir compte de l'auto-corrélation des différents

facteurs entre eux. Finalement, une analyse du succès d'éclosion des nids a été effectuée, afin de vérifier l'impact probable des différences de température observées sur la mortalité des jeunes tortues.

Pour simplifier les analyses statistiques entre les nids, les données de température ont été modifiées. En effet, le nombre maximal d'objets pouvant être analysés était inférieur au nombre de données récoltées. Pour résumer les courbes de températures journalières pour chaque nid, la moyenne et l'amplitude de température ont été les facteurs analysés statistiquement. Ces facteurs ont été choisis étant donné leur importance et leur faible interdépendance pour expliquer les variations entre les nids. Globalement, l'amplitude journalière et la moyenne journalière des températures sont faiblement corrélées entre elles ($r = 0,251$, $p < 0,001$, $n = 7\ 980$).

Regroupement des nids

Le regroupement des nids, c'est-à-dire le fait qu'ils soient localisés près les uns des autres, a été considéré pour analyse. Les tortues ont souvent tendance à pondre de façon regroupée (Schwarzkopft et Brooks 1987), ce qui peut être dû à la disponibilité limitée de sites de ponte (Moll et Moll 2000). Le taux de prédation des nids augmente avec le regroupement (Hammer 1969; Burger 1977). Nous avons donc jugé pertinent d'inclure cette variable dans l'étude puisqu'elle peut avoir un impact sur les nids de tortues.

Chacun des nids de tortues recensés a été localisé à l'aide d'un GPS et situé sur une carte topographique 1 : 20 000. La distance entre les nids a été calculée sur le terrain, et sur les cartes à l'aide du logiciel Softmap. Les classes choisies sont les nids seuls, les regroupements suivants : 2 à 5 nids, 6 à 9 nids, 10-25 nids, et plus de 25 nids. Les nids trouvés seulement après prédation (identifiés par une lettre : A, B, C, etc.) ou déjà éclos ont été considérés dans le calcul du nombre de nid par regroupement.

3.3. Résultats et discussion

3.3.1. Température du substrat

Sur les 99 senseurs de température placés en terre, 96 ont pu être récupérés. Parmi ceux-ci, un a dû être rejeté des analyses étant donné que l'horloge interne s'est avérée être faussée. Un total de 95 profils de température a donc pu être analysé.

Variation quotidienne : Les températures moyennes observées dans les nids des tortues (tous sites confondus) n'étaient pas stables dans le temps. On remarque une variation journalière importante selon l'heure de la journée (figure 6). Cette variation s'explique par les différences d'ensoleillement selon l'heure de la journée et le temps requis par le sol pour se réchauffer. En effet, bien que l'ensoleillement soit maximal vers 12h, la température du sol atteint son maximum vers 16h en moyenne. Par la suite, le sol perd graduellement sa chaleur durant le soir et la nuit pour atteindre le minimum de température vers 7h-8h le matin. La variation journalière moyenne est ainsi d'environ 8°C. La relation entre la température et l'heure de la journée n'est pas linéaire, mais se rapproche plutôt d'une relation sinusoïdale.

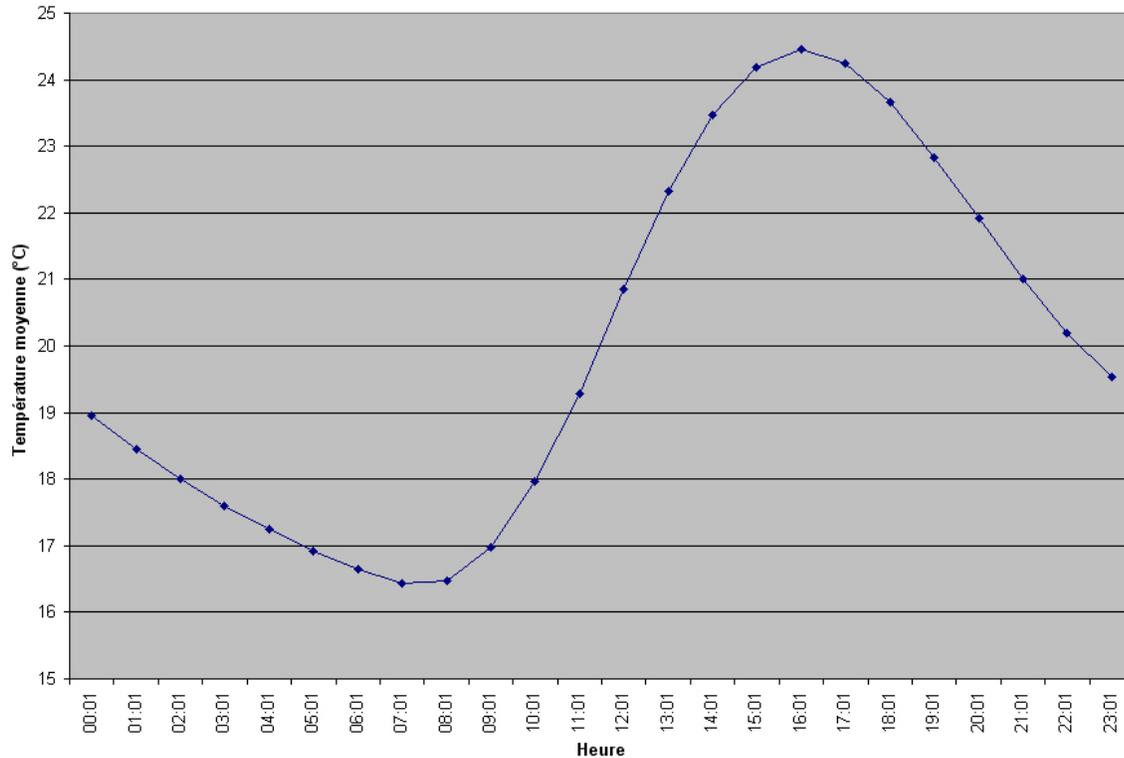


Figure 6. Températures moyennes dans les nids de tortues selon l'heure de la journée

Variation saisonnière : Au fur et à mesure que la saison avance on remarque une diminution de la moyenne journalière de température (Kendall tau $b = -531$, $n = 7980$, $p < 0,001$) (figure 7) et dans une moindre mesure, une diminution de l'amplitude journalière de température (Kendall tau $b = -106$, $n = 7980$, $p < 0,001$) pour tous les nids confondus.

Variation spécifique : Pour une même date, on remarque des différences notables de température entre les nids. Dans certains cas, la température semble plutôt stable (moins de 6°C de variation journalière moyenne), alors que pour d'autres la température peut varier de près de 14 °C en moyenne. Statistiquement, cette différence entre les nids est valable à la fois pour ce qui est de la moyenne journalière des températures (Friedman test $\text{Khi-Carré}=5380,712$, $n=84$, $df = 94$, $p < 0,001$) que pour l'amplitude journalière moyenne des températures (Friedman test $\text{Khi-carré}=4479,627$, $n=84$, $df = 94$, $p < 0,001$).

Ces différences entre les nids pourraient être dues à l'influence de trois facteurs principaux : 1) localisation géographique du site, 2) profondeur du nid et 3) proximité de la route.

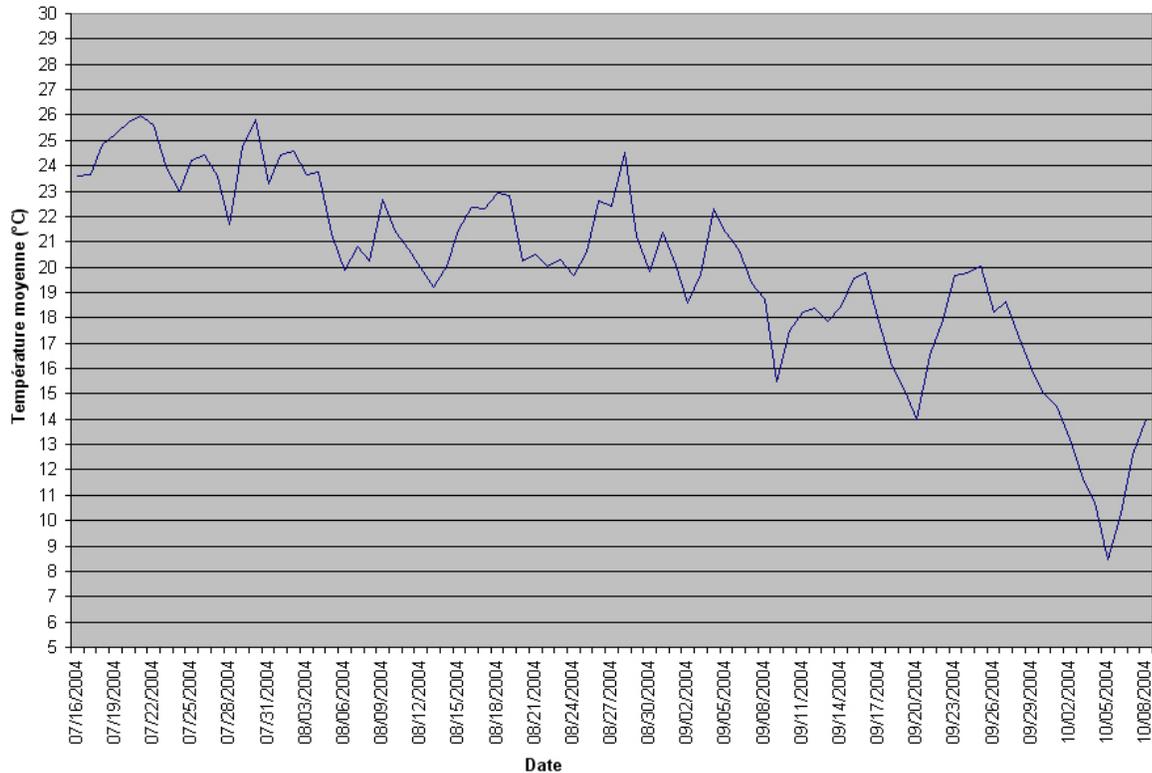


Figure 7. Températures journalières moyennes dans les nids de tortues selon la date

Localisation géographique du site

Des différences de température des nids ont été décelées selon la localisation du site. En effet, la moyenne saisonnière de température est différente selon les sites ($F=3,894$, $v_1 = 3$, $v_2 = 84$, $p=0,012$). L'amplitude de température semble aussi fortement marquée par l'emplacement du site ($F=9,328$, $v_1 = 3$, $v_2 = 84$, $p<0,001$).

Profondeur du nid

Les moyennes saisonnières ne semblent pas différer selon la profondeur du nid ($p>0,1$). Toutefois, l'amplitude journalière moyenne de température semble influencée par la profondeur ($t = 2,090$, $df = 93$, $p=0,039$). L'amplitude journalière moyenne est légèrement supérieure pour les nids à 5 cm de profondeur ($9,5 \pm 0,5^\circ\text{C}$) que pour ceux à 10 cm de la surface ($8,4 \pm 0,3^\circ\text{C}$). Cette différence est facilement explicable par le fait que les nids plus profonds sont mieux isolés de la température extérieure par le sol.

Proximité de la route

Sur les 95 senseurs utilisés pour l'analyse, 34 ont été placés à moins de 2 m de la route. Si l'on considère seulement les nids près de la route (moins de 2 m), la température moyenne ne semble pas être influencée par la distance de la route ($p>0,01$). Toutefois, l'amplitude de température semble

augmenter linéairement en fonction de la proximité de la route, quoique cette relation soit assez faible ($r^2 = 0,35$, $n = 34$, $p = 0,041$).

Si l'on analyse les températures de l'ensemble des nids (y compris ceux dits naturels) selon différentes classes de distance de la route (≤ 25 cm, $26-50 \geq$ cm, $51-100$ cm, $101-200$ cm, > 200 cm), la relation entre l'amplitude de température et la présence de la route ne semble plus significative ($p > 0,1$). Par contre, la moyenne saisonnière de température semble faiblement corrélée avec la distance de route ($r^2 = -0,211$, $n = 95$, $p = 0,008$).

Ces faibles relations et les contradictions notées dans les tests statistiques peuvent s'expliquer par le fait que l'échantillonnage ne s'est pas fait de façon aléatoire, mais plutôt en tenant compte des nids présents. Ceux-ci ne sont pas situés de façon aléatoire selon les classes de distance de la route. Néanmoins, les femelles tortues sélectionnent probablement leur site de ponte en fonction de certaines caractéristiques écologiques (Lindeman 1992). Elles ne choisissent pas l'endroit aléatoirement et ainsi, les senseurs de température placés aux mêmes endroits reflètent certainement mieux la réalité que si ils avaient été placés de façon aléatoire.

Afin de déterminer si les routes ont effectivement un impact ou non sur la température des nids, il est nécessaire d'effectuer une analyse globale multivariée.

Analyse globale multivariée des différents facteurs

Afin de vérifier quels sont le ou les facteur(s) pouvant le mieux expliquer les différences de température observées entre les nids (moyenne et amplitude), la procédure Repeated measure GLM (Global linear model) de SPSS a été utilisée. Puisque les différentes prises de température sur les nids ont été effectuées simultanément sur les 95 nids étudiés, ceux-ci ont été considérés comme étant des échantillons appariés. Les différents nids présentent plusieurs critères de classification : date, emplacement du site, profondeur du nid, proximité de la route. Le type de substrat ne semble pas faire l'objet d'une sélection particulière par les femelles tortues (Petokas et Alexander 1980; Christens et Bider 1987) et a peu ou pas d'effet sur le succès d'éclosion (Packard *et al.* 1987). Dans la présente étude, le type de substrat n'a donc pas été considéré. L'influence des différents critères sélectionnés a été évaluée d'abord pour ce qui est de la moyenne journalière de température, et ensuite pour ce qui est de l'amplitude journalière de température.

Effet des différents facteurs sur la moyenne de température des nids

De manière générale, la date semble expliquer en grande partie la température moyenne des nids de tortues ($F = 731$, df corrigé = $3,4$, $p < 0,001$), et seule l'action combinée de la date et de l'emplacement du site semble avoir une influence significative ($F = 5,188$, df corrigé = $10,1$, $p < 0,001$). Les températures sont souvent plus variables à l'intérieur d'un même site pour des dates différentes que les températures observées à différents sites pour une même date.

Toutefois, lorsque l'on tient en compte l'effet de la date, plusieurs modèles sont particulièrement significatifs ($p < 0,01$). Il en est ainsi de l'emplacement du site ($F = 4,675$, $df = 3$, $p = 0,005$), de la profondeur du nid ($F = 8,783$, $df = 1$, $p = 0,004$) et de l'action combinée de l'emplacement du site et de la proximité de la route ($F = 4,369$, $df = 3$, $p = 0,007$). Deux autres modèles sont significatifs au seuil de 5 % : l'action combinée de la profondeur du nid et de la proximité de la route, ainsi que celle de

la profondeur du nid et de l'emplacement du site. L'influence de la proximité d'une route seule n'est pas significative ($p > 0,1$).

Parmi les facteurs environnementaux étudiés, l'emplacement du site semble donc avoir une influence importante sur la température moyenne des nids. Son importance s'explique facilement par l'influence des conditions climatiques présentes, lesquelles diffèrent selon les sites. La profondeur du nid et l'interaction entre l'emplacement du site et la distance de la route semblent avoir leur importance également. Ainsi, la proximité de la route seule ne semble pas avoir une influence sur la moyenne journalière de température, surtout si l'on considère les effets des autres facteurs (date, emplacement du site, profondeur du nid).

Effet des différents facteurs sur l'amplitude journalière de température des nids

Encore ici, la date semble expliquer en grande partie l'amplitude journalière de température dans les nids de tortues ($F = 130$, df corrigé=3,8, $p < 0,001$). Toutefois, l'action combinée de la date et de l'emplacement du site semble avoir une influence significative ($F = 4,619$, df corrigé=11,3, $p < 0,001$), ainsi que celle de la date et de la proximité de la route ($F = 1,842$, df corrigé=15,1, $p = 0,029$). En effet, comme nous l'avons vu précédemment, l'amplitude journalière de température peut être grandement variable d'une journée à l'autre pour un même site.

Lorsque l'on tient en compte l'effet de la date, aucun modèle n'est significatif au seuil de 5 %. Toutefois, la distance de la route est le modèle avec le plus de signification ($F = 2,347$, $df = 4$, $p = 0,063$). Parmi les facteurs environnementaux étudiés, la proximité de la route semble donc avoir un effet très faible sur l'amplitude journalière de température, négligeable comparativement à l'effet de la date.

Finalement, l'effet de la date et de l'emplacement du site semblent prédominants, et la proximité de la route a eu un impact totalement négligeable sur la température à l'intérieur des nids de tortues. Il est donc possible que les routes en asphalte ne constituent pas une source de chaleur par conduction dans les nids situés à proximité, ou que l'apport de chaleur y soit négligeable.

La température des nids exposés au soleil est supérieure à celle placés à l'ombre, où la chaleur insuffisante compromet le développement embryonnaire (Congdon *et al.* 1987). Le fait que les nids situés loin des routes soient en milieu découvert explique sans doute l'absence de différence significative entre la température des nids près des routes et ceux des autres milieux (intermédiaire et naturel).

Taux d'éclosion vs Température

Le suivi des nids non pillés a permis d'observer des éclosions fructueuses et infructueuses. Parmi les nids de Tortues peintes ayant éclos ($n=5$), les jeunes étaient sortis du nid dans un seul cas lors de la visite en octobre. Il s'agit d'un nid pondu en milieu éloigné des routes, dans une sablière. Dans les quatre autres nids, les jeunes étaient éclos mais toujours dans le nid. Il en est de même pour un nid de Tortue géographique. Chez ces espèces, les nouveau-nés peuvent passer leur premier hiver au nid et survivre à des températures sous zéro (Tortue peinte : Hartweg 1944; Breitenbach *et al.* 1984; Mitchell 1988; Storey *et al.* 1988; Churchill et Storey 1992; Nagle *et al.* 2000; Packard et Packard 2001; Tortue géographique : Baker *et al.* 2003; Nagle *et al.* 2004). Le taux de survie peut alors être

variable; dans la présente étude nous avons considéré ces nids comme ayant éclos, mais des relevés effectués au printemps suivant (au lieu de l'automne) auraient peut-être démontré une mortalité additionnelle de certains nids ou de quelques jeunes tortues.

Certains hivers moins froids pourraient permettre à plus de jeunes demeurés au nid de survivre (Parren et Rice 2004). La tolérance au froid des nouveau-né peut également varier selon les régions (Packard et Janzen 1996; Passmore et Brooks 1997).

Afin d'expliquer l'éclosion précoce d'un nid de Tortue peinte dans la présente étude (les jeunes étaient sortis du nid le 12 octobre), une analyse de température a été effectuée. La température de ce nid a été comparée à la température d'un autre nid de Tortue peinte ayant éclos et situé dans la même région, mais dont les jeunes étaient encore dans le nid. Les températures observées dans ces nids ne semblent pas différentes ($p > 0,05$). Dans ce site, la température moyenne ($19,4 \pm 0,4^\circ\text{C}$) était même inférieure à celle d'un nid situé à Plaisance ($21,8 \pm 0,4^\circ\text{C}$) ($t = -16,974$, $df = 83$, $p < 0,001$). Toutefois le substrat sablonneux du nid dont les jeunes étaient sortis semblait beaucoup plus meuble qu'aux autres endroits, ce qui a pu provoquer cette sortie précoce des jeunes. Cette ponte n'a pas non plus été plus précoce que les autres, ce qui ne peut expliquer cette différence. Il existe également une possibilité que les températures au début juillet aient été supérieures, mais puisque la température de cette période n'a pas pu être étudiée, il est impossible de le savoir.

Plusieurs nids de Tortues serpentines ont éclos, et dans certains cas une ou quelques jeunes tortues retardataires se trouvaient au fond du nid parmi les autres coquilles vides lors du relevé final en octobre. Les jeunes Tortues peuvent parfois survivre dans le nid durant l'hiver (Hamilton 1940; Toner 1940; Obbard et Brooks 1981b; Congdon *et al.* 1983; 1987; Parren et Rice 2004), mais leur tolérance au gel est beaucoup moindre que celle des Tortues peinte et géographique (Costanzo *et al.* 1999; Packard *et al.* 1999).

Le seul nid de Tortue serpentine où il a été possible d'observer des œufs non éclos en octobre était situé à 2,5 m d'une route, à Bowman. Une visite effectuée au printemps suivant, le 10 juin 2005, a révélé la présence de jeunes tortues mortes en développement dans les œufs. Les moyennes journalières de température observées dans ce nid ($17,9 \pm 0,4^\circ\text{C}$) sont plus faibles ($t < 7,909$, $df = 83$, $p < 0,001$) que les températures moyennes des autres nids de Tortues serpentines où une éclosion a pu être observée ($18,4 \pm 0,5^\circ\text{C}$ à $20,7 \pm 0,4^\circ\text{C}$).

Il n'existe que peu de données théoriques concernant les températures propices à l'éclosion pour la Tortue serpentine. Une seule étude (Yntema 1978), effectuée en laboratoire à température constante, rapporte une température d'éclosion fructueuse entre 22 et 30°C. Les nids incubés à 20°C n'ont pas éclos lors de cette étude. Nos propres résultats indiquent pourtant des éclosions fructueuses à des températures entre 18 et 21 °C. Il est donc possible que les résultats de cette étude ne s'appliquent pas au Québec, puisqu'en nature les températures sont variables et non constantes et qu'il est probable que les tortues du Québec soient mieux adaptées au froid que celles des régions plus méridionales.

Impact probable des températures sur le sexe-ratio

Le sexe des jeunes tortues n'est pas déterminé génétiquement chez les espèces dont nous avons suivi la ponte (Tortues peinte, serpentine, mouchetée et géographique), mais il est plutôt dicté par la

température d'incubation des œufs (Ernst *et al.* 1994). De façon générale, les températures d'incubation fraîches produisent des mâles et celles plus élevées des femelles (Bull et Vogt 1988), ou bien les températures fraîches et élevées produisent surtout des femelles et celles intermédiaires surtout des mâles (Ewert *et al.* 1994). Des températures intermédiaires produisent des mâles et des femelles en proportion variable, et non des intersexes (Bull et Vogt 1988). Le sexe ratio des tortues nouveau-nés peut varier significativement selon les sites de ponte, apparemment en conséquence de températures d'incubation différentes (Vogt et Bull 1984; Janzen 1994).

Les œufs de Tortues peintes incubés artificiellement à 21,5°C et 22,5°C produisent seulement des mâles (Etchberger *et al.* 1992). Ceux incubés à 28,5°C et 31°C donnent 100% de femelles (Dimond 1979). Les températures intermédiaires donnent des mâles et des femelles, tout comme les températures de 20-28°C dans certains cas (Ernst *et al.* 1994). Des expériences réalisées avec des œufs de Tortues serpentes incubés artificiellement (Brooks *et al.* 1991b) ont donné des mâles à 25,6°C et surtout des femelles à 22°C et 28,6°C. Dans une autre étude (Packard *et al.* 1987), des mâles ont été obtenus à 26,0°C tandis qu'à 28,5°C et 31°C ce furent des femelles. Des œufs de Tortues serpentes incubés à 31°C ont donné des femelles dans une autre étude (Dimond 1979). Finalement, Yntema (1976; 1979) mentionne que des femelles sont produites à des températures d'incubation de 20°C et 30°C, et que des températures intermédiaires (24-26°C) produisent des mâles. En ce qui concerne la Tortue mouchetée, des œufs incubés à 26,5°C produisent des mâles tandis qu'à 31°C ce sont des femelles (Gutzke et Packard 1987).

Dans des nids naturels, les œufs de Tortues serpentes incubés à 30°C durant 4 h/ jour ou plus produisent des femelles, tandis qu'un nombre d'heures plus bas à la même température produit des mâles et des femelles (Wilhoft *et al.* 1983). Finalement, Ernst *et al.* (1994) rapportent l'obtention de femelles Tortues serpentes à des températures d'incubation de 20 et 29-31°C, de mâles à 23-24°C et des deux sexes aux températures intermédiaires.

Dans la présente étude, les températures moyennes saisonnières pour les nids de tortues variaient le plus souvent entre 18 et 21°C. Pour les nids de Tortues peintes la moyenne était de $19,8 \pm 0,2$ °C et pour ceux de Tortues serpentes, la moyenne était de $20,1 \pm 0,1$ °C. Les jeunes tortues issues de ces nids pourraient donc être autant des mâles que des femelles, selon les données obtenues en laboratoire (Brooks *et al.* 1991b; Etchberger *et al.* 1992; Ernst *et al.* 1994) mais favoriseraient les femelles chez la Tortue serpentine.

Comme nous l'avons vu précédemment, la proximité de la route semble avoir un effet très faible sur l'amplitude journalière de température, négligeable comparativement à l'effet de la date. Considérant le fait que les moyennes de température varient déjà grandement selon l'emplacement du site et la profondeur du nid, l'effet de la distance de route est certainement négligeable en ce qui a trait au sexe ratio des jeunes tortues.

Sur l'îlot de ponte artificiel aménagé à Bowman, la température était supérieure à celle des sites situés le long du remblai ou sous la glissière ($t > 3,6$, $df = 7$, $p < 0,01$). Toutefois, elle n'est pas significativement différente des sites situés le long de la route adjacente (route 307) ($p > 0,1$). Cet effet est probablement explicable par le fait que les nids en bordure de la route, situés sous la glissière de sécurité et sur le remblai, sont moins exposés au soleil que ceux de l'îlot de ponte. Les autres nids en bordure de la route reçoivent quant à eux les rayons du soleil toute la journée et atteignent ainsi une température supérieure.

3.3.2. Taux de prédation sur les nids

Analyse globale

Presque tous les nids où il a été possible d'observer la femelle pondre sont ceux de la Tortue peinte et de la Tortue serpentine, seuls quelques-uns concernent la Tortue mouchetée et la Tortue géographique. Le taux de prédation sur les nids de Tortues peintes (80,9%) et ceux de Tortues serpentines (91,8%) est relativement semblable et la différence n'est pas significative ($X^2=3,7$; $df=1$; $p>0,05$; $n=145$), tout comme ce fut le cas dans une étude effectuée en Ontario (Browne 2003). Tous les nids ont donc été considérés ensemble pour les analyses, en tant que nid de « tortue ».

Un total de 151 tortues ont pu être observées en train de pondre dans les 12 sites de ponte sélectionnés. Les résultats du suivi des nids sont présentés au tableau 15. Le taux de prédation global observé directement a été très élevé, soit plus de 87,4 % (nids partiellement pillés inclus). Des taux de prédation élevés (75-100 %) ont été rapportés dans diverses études (Petokas et Alexander 1980; Congdon *et al.* 1983; 1986; 1987; Robinson et Bider 1988; Linck *et al.* 1989; Ross et Anderson 1990; Brooks *et al.* 1992; Houde 1999; Browne 2003; Lascelles 2004). Un taux de prédation des nids de 70 % n'est pas considéré comme une menace à la Tortue peinte et à la Tortue serpentine, mais un taux constant de 90 % ne peut être supporté sans causer de déclin (Browne 2003). Il est intéressant de noter que le taux de prédation observé à Calumet est de 81,8 % (18 nids/22) alors qu'il était de 84,3 % en 1983 (Robinson et Bider 1988). Il semble ainsi constant au fil des années.

Un grand nombre de nids de tortues ont été découverts après la ponte, sans que la femelle n'ait été vue (tableau 16). Ces nids ont été repérés par la présence de trous laissés par les prédateurs ou les jeunes ayant émergés du nid, ou alors les coquilles laissées par les prédateurs. Bien qu'ils aient été localisés pour l'analyse du regroupement des nids, ils ont été exclus des statistiques de suivi pour éviter de surestimer le taux de prédation. En effet, les nids intacts ne peuvent être repérés de la sorte, et ceux éclos sont en général plus difficile à localiser que les nids dévastés.



Photo 13. Nid de tortue pillé : on voit le trou fait par le prédateur et les coquilles d'œufs qui ont été dévorés

Source : Jean-François Desroches

Tableau 15. Résultats du suivi des nids selon les sites, pour les nids dont la femelle en ponte a été observée (n=150)

Site #	Nom	Type	N pillés	N éclos	N partiellement éclos/ pillés	N écrasés	N non éclos	TOTAL
1	Waltham	Route	0	1	0	0	0	1
2	Davidson	Route	3	0	0	0	0	3
3	Yarm	Route	0	0	0	0	0	0
4	Bristol-Mines 1	Naturel	4	2	0	0	0	6
5	Bristol-Mines 2	Naturel	2	0	0	0	0	2
6	Bristol-Mines 3	Route	6	1	0	0	0	7
7	Breckenridge	Route	0	1	0	0	0	1
		Intermédiaire	0	0	0	0	0	0
8	Bowman	Route	0	2	0	3	1	6
		Intermédiaire	0	0	0	1	0	1
		Naturel	0	0	0	0	0	0
9	Baie Noire 1	Intermédiaire	14	0	2	0	0	16
10	Baie Noire 2	Intermédiaire	48	0	2	0	0	50
		Naturel	1	0	0	0	0	1
11	Plaisance	Route	25	0	0	0	0	25
		Intermédiaire	6	1	1	0	0	8
		Naturel	0	2	0	0	0	2
12	Calumet	Route	0	1	0	0	0	1
		Intermédiaire	2	0	0	1	1	4
		Naturel	16	0	0	0	1	17
TOTAL			127	11	5	5	3	151

Tableau 16. Nids de tortues trouvés après la période de ponte, selon les sites, l'habitat et leur statut

Site #	Nom	Type d'habitat	N pillés	N éclos	N partiellement éclos/pillés	N écrasés	TOTAL
1	Waltham	Route	5	0	0	0	5
2	Davidson	Route	89	0	0	0	89
3	Yarm	Route	4	0	0	0	4
4	Bristol-Mines 1	Naturel	18	0	0	0	18
5	Bristol-Mines 2	Naturel	6	0	0	0	6
6	Bristol-Mines 3	Route	6	0	0	0	6
7	Breckenridge	Route	0	0	0	0	0
		Intermédiaire	1	0	0	0	1
8	Bowman	Route	1	1	1	0	3
		Intermédiaire	6	0	1	2	9
		Naturel	0	2	0	0	2
9	Baie Noire 1	Intermédiaire	30	0	0	0	30
10	Baie Noire 2	Intermédiaire	53	0	0	0	53
		Naturel	16	0	0	0	16
11	Plaisance	Route	62	0	0	0	62
		Intermédiaire	37	0	0	0	37
		Naturel	0	0	0	0	0
12	Calumet	Route	0	0	0	0	0
		Intermédiaire	0	0	0	0	0
		Naturel	24	1	0	0	25
TOTAL			358	4	2	2	366

Type d'habitat

Une différence significative a été détectée entre le taux de prédation des nids selon le type d'habitat ($X^2=8,9$; $df = 2$; $p=0,012$; $n=151$). Toutefois, le taux de prédation le plus bas a été observé en bordure des routes et le plus élevé dans l'habitat intermédiaire (tableau 17). Le taux de prédation en milieu naturel se retrouve mitoyen. Le taux de survie des nids jusqu'à éclosion est également plus élevé en bordure des routes que dans les autres types d'habitats, et ce malgré les nids écrasés par des véhicules. Toutefois, on ne remarque pas de différence significative du taux de survie des nids entre les types d'habitat ($X^2=1,6$; $df=2$; $p= 0,453$; $n=151$). Ceci signifie que les nids ont une chance égale de survie peu importe l'habitat dans lequel il sont pondus, et que des facteurs autres que la prédation (ex. nids écrasés) pourraient agir de façon importante en bordure des routes.

Il faut mentionner que le faible taux de prédation des nids en bordure des routes est dû en bonne partie au site de Bowman, où aucun nid suivi n'a été dévoré par les prédateurs (tableau 15). De plus, lorsque l'on exclue le site de Bowman de l'analyse, la différence entre le taux de prédation selon l'habitat n'est plus significative ($X^2=5,6$; $df = 2$; $p=0,06$; $n=144$). Le taux de prédation des nids en bordure des routes grimpe alors de 77,3 % à 89,4 %, atteignant une valeur plus semblable à celles obtenues dans les autres habitats (intermédiaire et naturel).

Tableau 17. Taux de prédation et taux de survie des nids de tortues suivis en 2004 en Outaouais, selon le type d'habitat

Type d'habitat	% de prédation (incluant les nids partiellement pillés)	% de survie (incluant les nids partiellement pillés)
Route	77,3	13,6
Intermédiaire	94,9	7,6
Naturel	85,2	11,1

Peu d'études ont comparé les taux de prédation selon la présence de la route. Bien que les nids pondus le long des routes aient été soupçonnés de subir un taux de prédation plus élevé (Gemmell 1970), les seules études disponibles ayant comparées directement les taux de prédation entre la route et les autres milieux démontrent, conformément à notre étude, que la prédation est moins élevée le long de la route. Les nids de Tortues mouchetées en milieu ouvert (classé « naturel » dans notre étude) d'une étude au Michigan ont subi un taux de prédation significativement plus élevé que ceux placés linéairement aux abords des routes, sans cause connue (Congdon *et al.* 1983). Dans une autre étude, la survie des nids a été plus élevée aux abords des routes que dans des habitats éloignés (Hamilton *et al.* 2002).

Tout comme pour les analyses effectuées sur la températures, d'autres facteurs expliqueraient les variations observées. Le taux de prédation serait ainsi surtout influencé par l'emplacement du site, le temps depuis la ponte et la concentration des nids. La présence de la route comme telle ne serait pas une cause significative d'influence sur le taux de prédation des nids.

Emplacement du site

Le site lui-même pourrait avoir un effet sur le taux de prédation, en offrant des conditions propices ou au contraire défavorables aux prédateurs. Notre étude montre qu'il y a effectivement une différence significative de taux de prédation entre les sites ($X^2=76,4$; $df=10$; $p<0,001$; $n=151$). En effet, la concentration des prédateurs à un endroit donné peut varier selon plusieurs facteurs, comme par exemple la nourriture. Plusieurs de ces prédateurs ont été favorisés par les actions humaines et leurs populations ont connu une croissance (Mitchell et Klemens 2000). Des sources de nourriture comme les mangeoires à cerfs attirent les Rats laveurs et incidemment peuvent faire augmenter la prédation sur les nids de tortues environnants (Hamilton *et al.* 2002).

Temps depuis la ponte

Le taux de prédation serait plus élevé durant la période de ponte et durant celle des éclosions (Burger 1977). Dans notre étude, plus de la moitié des nids ont été pillés dans les premières 24 heures, et plus de 80 % en moins de 1 semaine (tableau 18). On rapporte des taux de prédation de 47 à 85,7 % dans les premières 24 heures (Chritens et Bider 1987; Congdon *et al.* 1983; 1987; Lascelles 2004; Burke *et al.* 2005). À Calumet, dans une étude de Robinson et Bider (1988), 57 % des nids pillés l'ont été dans les premières 72 heures et 87 % dans les cinq premières journées. D'autres études rapportent que presque la totalité des nids de tortues ont été dévorés dans la première semaine suivant la ponte (Burger 1977; Petokas et Alexander 1980, Brooks *et al.* 1992). Les jeunes qui émergent des nids peuvent aussi subir parfois une prédation à l'éclosion (Congdon *et al.* 1983). Dans la présente étude, six nids ont été prédatés durant la période d'éclosion.

Tableau 18. Intervalle de temps entre la ponte et la prédation des nids de tortues suivis en Outaouais en 2004

Pillé en moins de :	N	%	% cumulé
La même journée	9	6,8%	6,8%
Durant la première nuit	59	44,7%	51,5%
Moins de 48 heures	18	13,6%	65,2%
Moins de 72 heures	9	6,8%	72,0%
1 semaine	11	8,3%	80,3%
plus de 1 semaine	20	15,2%	95,5%
Prédation lors de l'éclosion	6	4,6%	100,00%

Concentration des nids

La concentration des nids a aussi été étudiée car elle est soupçonnée d’avoir un effet sur le taux de prédation des nids. Les nids creusés aux endroits plus marginaux sont moins sujets à être repérés et pillés (Wilhoft *et al.* 1975; Snow 1982).

Pour fins d’analyse, les nids ont été regroupés en catégories selon la taille du regroupement : nid isolé, 2 à 5 nids, 6 à 9 nids, 10 à 25 nids, plus de 25 nids. Les nids distants de 100 m et moins étaient considérés comme faisant partie du même regroupement, à moins qu’une barrière physique justifiait qu’on les sépare. Le nombre de nids par regroupement a été déterminé en considérant tous les nids repérés, que la femelle ait été vue en ponte ou non. Les nids pillés sont faciles à voir et à localiser, et les trous laissés par les jeunes tortues à l’éclosion sont également repérables quoique plus difficilement. La distance entre les nids a été calculée sur le terrain. Il y a une différence significative entre le taux de prédation des nids selon la taille du regroupement ($X^2=39,8$; $df = 4$; $p<0,001$; $n=151$). Conformément à d’autres études (Hammer 1969; Burger 1977; Robinson et Bider 1988), le taux de prédation augmente avec la taille du regroupement. Il atteint 100 % quand plus de 25 nids sont regroupés (tableau 19). Ceci s’explique par le fait qu’un prédateur ayant localisé un nid aura plus de facilité à découvrir les autres nids si ils sont situés à faible distance. La majorité des prédateurs de nids de tortues sont des prédateurs qui repèrent leur nourriture à l’odorat.

Tableau 19. Taux de prédation des nids de tortues selon la taille des regroupements

Nombre de nids dans le regroupement	% de prédation (incluant les nids partiellement pillés)	Taille de l’échantillon (n)
1	42,9	14
2 à 5	71,4	21
6 à 9	93,1	29
10 à 25	88,5	26
>25	100	61

3.3.3. Succès d’éclosion des nids

Sur les 151 nids de tortues suivis à partir de la ponte, seuls 7,3 % ont éclos totalement. Cette proportion grimpe à 10,5 % si l’on inclut les nids ayant éclos partiellement, c’est-à-dire dont certains jeunes ont éclos malgré que le nid ait été précédemment pillé. La majorité des nids qui n’ont pas éclos ont été pillés ou écrasés. Si l’on exclut ces derniers ($n=132$) de l’analyse, le succès d’éclosion est de 84,2 %; seulement trois nids sur 19 n’ont pas éclos. Ce résultat concorde avec le succès d’éclosion d’une étude en Ontario, excluant les sites contaminés, qui variait de 63 à 98,3 % (Browne 2003). Dans l’un des trois nids n’ayant pas éclos dans la présente étude, les œufs étaient décomposés; ils étaient peut-être stériles ou sont morts d’une cause inconnue. Dans les deux autres nids, les embryons n’ont pu se développer suffisamment pour se rendre à l’éclosion. Ces nids n’ayant pas éclos sont répartis dans chaque type d’habitat : route, intermédiaire et naturel. L’habitat ne semble pas en cause, mais le faible nombre de nid ne permet pas une analyse précise.



Photo 14. Nid de tortue ayant éclos : on voit le trou de sortie les nouveau-nés
Source : Isabelle Picard

3.3.4. *Compaction du sol*

Lors du suivi des nids de tortues nous avons pu constater que le sol contenant certains nids avait été compacté par le poids des véhicules s'y étant stationné ou y ayant circulé à répétition. Il en est résulté une compaction de sol et un écrasement des nids sous-jacents, causant dans certains cas la mortalité des tortues nouveau-nés. Parmi les 151 nids suivis, 3,4 % ont été écrasés au point de compromettre la survie des jeunes tortues à l'intérieur. Les jeunes étaient soit morts écrasés ou alors le sol était tellement compacté qu'ils auraient été incapables de s'y frayer un passage jusqu'à la surface pour sortir du nid. Les carapaces des jeunes tortues étaient même déformées dans certains cas. Les cinq nids écrasés étaient situés en bordure des routes (n=3) et sur des routes de gravier (considérées ici comme un milieu intermédiaire) (n=2).



Photos 15. Compaction du sol sur l'accotement d'une route où pondent des tortues
Source : Jean-François Desroches



Photo 16. Jeunes tortues mortes écrasées dans leur nid
Source : Jean-François Houle

Si l'on considère que 16 nids au total ont pu éclore avec succès (11 totalement et 5 en partie), les cinq nids écrasés représentent une proportion importante de mortalité additionnelle. En effet, si ces nids n'avaient pas été écrasés et qu'ils avaient éclos, le nombre de nids éclos serait passé à 21. La mortalité liée à la compaction du sol atteint donc 23,8 % (5/ 21 nids) chez les nids ayant survécu à la prédation et ayant éclos. Ce phénomène de compaction du sol n'est pas documenté dans la littérature et pourrait dans certains cas être assez important. Hamilton *et al.* (2002) mentionnent que les activités d'entretien des routes de terre (que l'on peut extrapoler aux accotements de gravier), tels l'apport de substrat et l'aplanissement, sont susceptibles de nuire aux nids de tortues.

3.4. Conclusion

En ce qui concerne les nids de tortues, les routes ne semblent pas avoir d'impact négatif, sauf pour ce qui est de l'écrasement des nids. En effet, les taux de prédation des nids observés le long des routes sont plus faibles ou semblables à ceux dans les autres habitats. Globalement, la survie des nids en bordure des routes est comparable en bordure des routes et en milieu éloigné. De plus, le succès d'éclosion, bien qu'il n'ait pu être analysé statistiquement, devrait être semblable. En effet, les températures de substrat sont semblables dans les habitats étudiés, en ce qui concerne la variation et la moyenne journalières. D'autres variables, telles l'emplacement du site de ponte, expliquent mieux les différences de température et du taux de prédation des nids. Le regroupement des nids influence également de façon importante le taux de prédation, et ce tant en bordure des routes qu'en milieu éloigné.

La compaction du sol et l'écrasement des nids par les véhicules est un phénomène peu connu qui pourrait représenter un problème à certains endroits. Cet impact de la route n'avait pas été appréhendé et n'est pas documenté dans la littérature. Il pourrait représenter l'impact négatif principal des routes sur les nids de tortues.

CHAPITRE 4 : RECOMMANDATIONS

4.1. Suivi des populations de tortues

L'évaluation de l'impact des routes sur les populations de tortues, réalisée dans la présente étude, s'applique à la situation actuelle. Des changements futurs, notamment dans le développement de nouvelles routes ou l'augmentation du débit, pourraient menacer davantage les populations de tortues. Afin de pouvoir déceler toute modification dans le nombre ou les caractéristiques (espèce, stade, sexe) des tortues tuées sur les routes, il est recommandé de mettre sur pied un suivi à long terme. Les caractéristiques démographiques des tortues (longévité, faible recrutement) requièrent un suivi sur une longue période de temps (Gibbons 1982). Seuls de tels suivis permettent de comprendre l'évolution de l'état des populations à long terme, et de confirmer les données théoriques quant aux déclin ou aux fluctuations (Tinkle, 1979; Burke *et al.* 1995; Hall *et al.* 1999). L'effet des routes sur les populations de reptiles peut cependant être long à détecter, de l'ordre de quelques décennies (Findlay et Bourdages 2000).

Un inventaire routier semblable à celui effectué en 2003 et 2004 devrait être entrepris à intervalles de 10 ans, afin de déceler les tendances dans les populations de tortues et de valider le modèle prédictif présenté à la section 1.3.4. Toute augmentation importante du trafic routier, particulièrement en ce qui a trait aux camions, devrait commander une réévaluation de la mortalité des tortues. Bien que des variations internannuelles soient à prévoir, des changements importants dans le nombre ou les caractéristiques des tortues tuées pourraient indiquer des changements dans les populations de tortues. Les mêmes routes et la même méthodologie devraient être choisies. À cause du temps de génération qui est de plusieurs années, les impacts (négatifs ou positifs) sur les populations de tortues peuvent être longs à déceler (Galbraith *et al.* 1988; Congdon *et al.* 1993; 1994). Comme il a été recommandé en Ontario (Haxton 2000), des inventaires périodiques des tortues sur les routes devraient être entrepris afin de vérifier si la composition des populations ne change pas. Il serait important de comparer à intervalles de quelques années si les proportions entre espèces, stades et sexes demeurent semblables. Toute variation ou tendance négative peut indiquer un problème tel un déclin.

4.2. Protection des habitats

La perte d'habitats est la cause la plus importante de l'extinction des populations, et les efforts de conservation doivent d'abord porter sur la conservation des habitats puis sur leur restauration (Fahrig 1997). La protection des habitats est évidemment la meilleure solution pour la conservation des tortues. L'acquisition d'habitats de tortues en vue de la conservation pourrait servir dans les mesures d'atténuation et/ou de compensation lors de travaux affectant la faune. À cet effet, le choix des sites à protéger devrait se faire en fonction de la région concernée, des espèces de tortues présentes et de degré de perturbation des travaux face aux populations de tortues. Afin d'effectuer un choix éclairé du site à acquérir, certains facteurs devraient être considérés, tels la superficie des habitats, corridors de dispersion entre les sites et viabilité des populations (taille, dynamique, etc.).

4.2.1. Superficie

La superficie des habitats à préserver et la qualité des corridors qui les relient sont très importants (Fahrig et Merriam 1994). Des superficies trop faibles peuvent ne pas pouvoir abriter des

populations viables à long terme et être fortement influencés par des facteurs externes (Saunders *et al.* 1991). Les habitats protégés ne devraient pas être uniquement les habitats aquatiques des tortues, mais également une zone tampon autour de ces habitats, et les habitats terrestres complémentaires essentiels comme les sites de ponte (Joyal *et al.* 2001; Semlitsch et Bodie 2003). La protection de la périphérie des habitats aquatiques et des corridors de dispersion entre les milieux humides isolés est primordiale (Burke *et al.* 1995; Gibbons 2003). La protection de groupements de milieux humides, au lieu de sites isolés, est aussi recommandé pour la conservation des tortues (Joyal *et al.* 2001).

La protection des habitats aquatiques, sans considération des besoins des espèces de tortues concernées en matière d'habitats terrestres, risque de résulter en un échec (Buhlmann 1995). La protection de tous les habitats nécessaires aux tortues, et non seulement des sites de ponte, est essentielle (DonnerWright *et al.* 1999). Une zone tampon terrestre de 123 à 287 m est suggérée autour des habitats aquatiques, pour les tortues (Semlitsch et Bodie 2003). L'établissement d'une bande de protection (probablement 300 m, distance maximale selon l'article) le long des rivières utilisées par les Tortues des bois a été proposée au Québec (Arvisais *et al.* 2002). Une zone tampon de 1 km autour des milieux humides est suggérée pour la Tortue mouchetée, étant donné les longs déplacements terrestres effectués par l'espèce (Kiviat 1997). Chez d'autres espèces de tortues d'eau douce, il a été évalué qu'une zone tampon de 275 m en terres élevées protégerait 100 % des habitats de ponte et d'hibernation [terrestre] (Burke et Gibbons 1995). D'autres études indiquent qu'une zone riveraine de 449 m englobe 95% des déplacements des individus (Bodie et Semlitsch 2000).

Selon les résultats obtenus dans notre étude, une zone tampon de 300 m autour des habitats aquatiques serait suffisante pour englober la plupart des déplacements des tortues en milieu terrestre. Cette zone n'est toutefois pas applicable à la Tortue mouchetée, chez qui les déplacements terrestres observés sont supérieurs. Dans la présente étude, plus de 30 % des mentions de Tortues mouchetées sur les routes ont été faites à plus de 300 m des habitats aquatiques, et la distance maximale est 600 m. Nous recommandons donc pour cette espèce une zone d'environ 500 m. L'espèce a été recensée dans le comté de Pontiac, surtout dans le secteur de Shawville, Bristol-les-Mines et Quyon.

4.2.2. Corridors de dispersion

Les tortues effectuent parfois des migrations d'un habitat aquatique à un autre, que ce soit pour se disperser (surtout les jeunes), pour la reproduction, pour hiberner ou pour s'alimenter. Des corridors d'habitats convenables doivent être maintenus entre ces sites pour permettre aux tortues d'effectuer leurs déplacements annuels ou saisonniers (Aresco 2004). Le maintien à long terme des populations repose souvent sur les échanges d'individus entre celles-ci, c'est le concept des métapopulations (Lande 1987; Fahrig et Merriam 1994; Gibbons 2003). Ce concept s'applique à certaines populations de tortues (Burke *et al.* 1995). Le maintien des métapopulations serait également important au niveau des communautés (Wilcox et Murphy 1985; Kareiva et Wennegren 1995). Ces échanges permettent aux populations ayant subi un déclin de recevoir des immigrants ou, à l'inverse, aux populations connaissant un taux de recrutement supérieur de fournir en individus les habitats environnants (Fahrig et Merriam 1985; Wilcox et Murphy 1985; Lande 1987; Pulliam 1988; Laan et Verboom 1990; Fahrig et Merriam 1994). Un taux d'échange trop faible ou nul peut causer des déclinés ou résulter en une structure de population anormale (ex : sexe ratio biaisé) chez les populations de tortues, particulièrement celles de petite taille (Dodd 1990; Tucker *et al.* 2001). Ces déplacements d'individus permettent également de diminuer les risques de dérive génétique (Lacy 1988; Lande 1988; Reh et Seitz 1990; Gray 1995). Des populations isolées de tortues peuvent être

génétiqnement appauvries (Scribner *et al.* 1986; Rubin *et al.* 2001). Les routes constituent un élément de fragmentation du paysage et une barrière parfois importante aux échanges d'individus entre populations (Mader 1984; Swihart et Slade 1984; Dodd *et al.* 1989; Merriam *et al.* 1989; Mader *et al.* 1990; Guyot et Clobert 1997; Forman et Alexander 1998; Gibbs et Shriver 2002; Aresco 2003; Clevenger *et al.* 2003; Andrews et Gibbons 2005). Les zones protégées devraient être reliées à d'autres habitats et permettre des déplacements de tortues entre ceux-ci dans la mesure du possible.

4.2.3. Viabilité des populations

Certains habitats abritent des populations puits, où le taux de croissance est négatif et dont la persistance repose sur l'arrivée constante d'immigrants. La protection de populations puits, sans considération des populations sources environnantes, peut s'avérer un échec (Pulliam 1998). Dans la présente étude, les étangs de Wyman et de Breckenridge sont des exemples de puits, où la mortalité excède le recrutement des tortues. Ces populations subsistent grâce à l'arrivée d'immigrants. Il est donc important de s'assurer que les populations protégées sont viables à long terme.

4.3. Modifications des caractéristiques des routes

Certaines caractéristiques des routes augmentent le risque de collisions avec des animaux. Les routes en bordure des habitats aquatiques et des milieux humides ont souvent un taux de mortalité plus élevé (Ashley et Robinson 1996; Forman et Alexander 1998; Clevenger *et al.* 2003). Une relation directe entre le nombre de tortues mortes sur les routes et la distance des habitats aquatiques a été démontrée dans la présente étude. Ainsi, il est recommandé de ne pas construire de routes à moins de 300 m des habitats aquatiques des tortues, dans la mesure du possible évidemment. Lorsque des routes sont construites à moins de 300 m d'un milieu humide, il serait important de considérer les mesures d'atténuation pertinentes lors de la construction afin de limiter l'impact de la route.

La visibilité qu'ont les conducteurs a un impact parfois important (Bashmore *et al.* 1985). Dans le cas des tortues, les déplacements terrestres de nuit et ceux des petites espèces (ex : Tortue peinte) sont soupçonnés être en cause dans plusieurs cas de collisions. La Tortue serpentine, vu sa grande taille, est probablement plus souvent détectée sur la route et moins sujette à des collisions avec les véhicules, exception faite des camions. Seule une sensibilisation accrue auprès des conducteurs, les invitant à être davantage vigilants, peut contrer l'impact de la faible visibilité des tortues sur les routes à l'échelle globale.

Les sections de routes surélevées présentent moins d'animaux morts (Clevenger *et al.* 2003). Les tortues ne montent souvent pas les pentes trop fortes (Muegel et Claussen 1994). Des routes surélevées comme l'autoroute 50 représenteraient donc une barrière pour les tortues.

Il a été recommandé d'élargir certaines sections de routes pour décourager les animaux qui seraient tentés de traverser (Clevenger *et al.* 2003), mais selon nous ce type d'aménagements ne serait pas utile dans le cas des tortues, surtout si les accotements offrent des conditions propices à la ponte. Une méthode intéressante serait d'asphalter les accotements de route au lieu de les laisser avec du gravier ou du sable en surface, pour ne pas créer d'habitats de ponte potentiels. Les portions

asphaltées pourraient s'étendre à 200-300 m des milieux humides et des habitats aquatiques, surtout ceux abritant des tortues et où la mortalité routière a été observée.

4.4. Entretien des accotements

Des nids de tortues écrasés, contenant des jeunes morts ou à carapace déformée, ont été observés dans la présente étude. Les causes possibles de l'écrasement des nids sont le passage répété de véhicules pour le stationnement (ex : pêcheurs, observateurs de nature), les VTT et les véhicules d'entretien. Le nivelage des routes de terre (et donc applicable aux accotements) affecte les nids de tortue également par l'enlèvement d'une épaisseur de sol, modifiant l'isolation des nids (surtout les espèces qui passent l'hiver au nid) et exposant parfois les œufs à l'air libre (prédation, dessiccation) (Gemmell 1970). Une attention particulière devrait donc être apportée aux endroits où les tortues pondent lors de l'entretien des accotements des routes. Les sites de ponte ayant subi ce type de problème, identifiés dans la présente étude, devraient être ainsi considérés. Dans les secteurs de ponte, l'entretien des accotements devrait être effectué au mois de mai idéalement et être évité le plus possible entre le début juin et le début octobre, soit de la ponte à l'éclosion des œufs pour la plupart des espèces. Le mois de juin devrait être exclu étant donné les risques d'impact sur les femelles qui pondent.

4.5. Traverses de tortues

Des passages permettant aux animaux de traverser les routes sont recommandés pour contrer l'effet de barrière (Fahrig *et al.* 1995; Forman et Alexander 1998; Forman *et al.* 2003). Les coûts élevés de telles infrastructures, surtout sur des vastes territoires, constituent un obstacle majeur à leur faisabilité (Gibbs et Shriver 2002). De plus, des suivis pré et post-aménagements sont rarement réalisés lors de tels projets, ce qui rend difficile l'évaluation de leur efficacité (Forman *et al.* 2003). Dans le cas d'éventuelles constructions de traverses de tortues, il est recommandé de : 1-comparer la mortalité avant et après les aménagements, pour en évaluer l'efficacité, 2-s'assurer que les tortues empruntent les tunnels (traces, caméra fixe, tortues marquées retrouvées de l'autre côté, etc.), 3-s'assurer que les tortues qui empruntent les tunnels sont les mêmes (stade et sexe) que celles qui traversaient la route, afin de ne pas modifier les apports génétiques et les patrons de migration/dispersion.

Considérant les coûts reliés à la construction de traverses pour les tortues, aucun site identifié dans la présente étude ne justifie de tels aménagements à part peut-être le ruisseau Dixon à l'ouest de Fort-Coulonge, où plusieurs Tortues des bois meurent écrasées. Aux autres endroits, des moyens comme l'aménagement de sites de ponte alternatifs et la pose de panneaux avertissant de la présence de tortues devraient s'avérer suffisants. Néanmoins, certains exemples de traverses de tortues sont ici présentés à titre indicatif et afin de servir de lignes directrices dans l'éventualité où ce type d'aménagement serait entrepris en Outaouais ou ailleurs au Québec.



Photo 17. Exemple de ponceau potentiellement mal adapté pour les déplacements terrestres des tortues
(ruisseau Dixon où il croise la route 148; mortalité routière de Tortues des bois élevée à cet endroit)
Source : Isabelle Picard

Des clôtures de déviation menant à des passages sous la route constituent un moyen de détourner les animaux voulant traverser la route. Cette méthode consiste à placer des clôtures le long des routes pour bloquer le passage aux tortues et les diriger vers des passages sous les routes, habituellement via des ponceaux. Ce type d'aménagement a été recommandé pour les tortues en Ontario (Ashley et Robinson 1996). En Europe, de tels aménagements existent pour les amphibiens depuis les années 1960 (Puky 2003) et au Québec, une traverse à amphibiens aménagée sous la route 220 en Estrie est en fonctionnement depuis l'automne 2000 (Hamel et Mercier 2001). Toutefois, les passages aménagés sous la route ne sont pas adaptés pour les tortues et à chaque année quelques-unes y meurent écrasées (J.-F. Desroches et I. Picard, obs. pers.). Au Manitoba, des milliers de couleuvres se font écraser chaque année lors de leurs déplacements près des hibernacles. Pour contrer ce problème, des clôtures de déviation en bois de 500 m de longueur et de 30 cm de hauteur ont été placées de chaque côté de la route, et elles mènent à un tunnel qui est en fait un petit ponceau sous le sol (Roberts 2000). Les résultats démontrent que cet aménagement est efficace.

En Floride, de longues clôtures de déviation menant à des ponceaux ont permis de diminuer de façon importante le nombre de tortues tuées sur la route adjacente (Aresco 2003; 2005; Dodd *et al.* 2004). La présence de clôtures peut avoir un impact positif sur la mortalité des tortues sur la routes, mais peut également avoir un impact négatif en agissant comme barrière de dispersion supplémentaire (Boarman *et al.* 1997; Mitchell et Klemens 2000). Dans le cas de routes où peu de véhicules circulent, l'effet de barrière pourrait s'avérer relativement important comparativement au bénéfice de la baisse de mortalité routière.

Comme aménagement temporaire, Aresco (2005) propose l'installation de clôtures de déviation en vinyle (de type contrôle d'érosion). Toutefois, ces clôtures nécessitent un entretien régulier à cause de l'effet de la pluie et autres intempéries. Cette solution ne devrait donc être envisagée que lors de travaux ponctuels près des habitats de tortues.

Des structures plus permanentes devraient être envisagées pour une protection à long terme des sites problématiques. Divers types de clôtures sont ainsi possibles et divers facteurs sont à considérer lors du choix des clôtures et des ponceaux sous-jacents

Les ponceaux visant à servir de traverses aux tortues doivent être de taille suffisante. Dans une étude en Floride (Aresco 2003; 2005), le ponceau avait un diamètre de 3,5 m, laissait entrevoir suffisamment de lumière provenant du côté opposé, et avait un substrat de sable et de vase. La clôture de déviation était haute de 40 cm et certaines tortues (dont la Tortue serpentine) étaient capables de l'escalader; plusieurs sont ainsi mortes écrasées sur la route (Aresco 2003; 2005). Une hauteur de 1 m est recommandée, présentant un angle opposé à la route, pour empêcher les tortues de grimper.

Une autre cause de mortalité est la prédation et la déshydratation des tortues bloquées par la clôture et n'ayant pu trouver le passage assez rapidement (Blair 1976; Aresco 2003). Plusieurs gens ont été aussi vus en train de récolter des tortues le long de clôtures de déviation (Aresco 2003). Il a été recommandé de corriger la situation en installant un ponceau à tous les 200-300 m (Aresco 2003). D'autres recommandent plutôt de placer des passages à intervalles réguliers de 150 à 300 m, pour divers animaux autres que les tortues (Clevenger *et al.* 2003). Les extrémités des clôtures étaient recourbées en direction opposée de la route, vers les habitats aquatiques, afin d'éviter que les tortues provenant de ces habitats n'aboutissent sur la route en longeant les clôtures (Aresco 2003; 2005). Le nombre de tortues tuées sur la route a diminué de façon importante suite à la pose de ces clôtures (Aresco 2003; 2005). Les densités de tortues à ces endroits sont toutefois de beaucoup supérieures à celles retrouvées en Outaouais.

Des clôtures constituées de murets de béton de 1,1 m de hauteur, de chaque côté de la route ont déjà été construites pour divers animaux dont des tortues (Dodd *et al.* 2004). Les murets étaient surmontés d'un rebord pour empêcher certains animaux de le surmonter. Huit passages distants de 200 à 500 m, ayant 2,4 X 2,4 m ou 1,8 X 1,8 m, ont été aménagés sous la route. En excluant les rainettes, la mortalité des vertébrés a diminué de 65 %, et celle des tortues a diminué de façon très importante. Un secteur a été aménagé différemment : une clôture faite de garde-fous superposés avec un tissu à leur base n'ont pas donné de bons résultats. L'eau s'est infiltrée à la base et a érodé le sol, permettant le passage d'animaux dont les tortues (Dodd *et al.* 2004). Il a été recommandé d'y placer une base en aluminium galvanisé à une profondeur de 20 cm (Dodd *et al.* 2004).

On mentionne que les ponceaux nécessitent un entretien régulier et que la vase s'y accumule durant les fortes pluies. Malgré qu'aucune évidence n'existe, la prédation pourrait être importante lorsque tous les animaux se concentrent au même endroit dans le passage (Dodd *et al.* 2004). Il faudrait donc créer plus d'un passage. Aussi, les gens sont curieux et s'arrêtent aux clôtures pour observer la faune; on doit tenir compte de la sécurité en interdisant le stationnement ou le rendant impossible, par exemple en installant des glissières. Certaines personnes pourraient également être tentées de récolter des tortues.

En France, une longue clôture métallique grillagée de 4 km a été implantée de chaque côté d'une route qui traversait une importante population de Tortues de Hermann (*Testudo hermanni*), une espèce terrestre (Guyot et Clobert 1997). Une grillage métallique plus fin recouvrait la clôture jusqu'à 40 cm de hauteur et à 10 cm dans le sol. Un tunnel et deux ponceaux étaient répartis le long de la route. Cet aménagement s'est avéré efficace; les tortues traversaient sous la route et peu ont été tuées sur la route (Guyot et Clobert 1997).

Plusieurs exemples d'aménagement de traverses de tortues existent aux Etats-Unis. Au New Jersey, des clôtures de déviation faites en grillage métallique ont été placées de part et d'autre d'une route

pour diriger les tortues vers un petit ponceau et leur permettre de traverser sous la route (US Department of Transportation 2006). Le sol a été nivelé au même niveau que la base en ciment du ponceau pour faciliter l'entrée des tortues. Les clôtures en grillage métallique mesurent 30 cm de hauteur. En Arizona, des clôtures en grillage métallique d'une hauteur de 60 cm ont été placées de chaque côté d'une route, avec la base enfoncée à 15 cm dans le sol pour empêcher les tortues de creuser sous les clôtures (US Department of Transportation 2006). Les clôtures mènent à un ponceau. La réduction de mortalité des tortues est estimée à 75 %. Au Mississippi, des clôtures de déviation en grillage métallique de 90 cm de hauteur ont été utilisées. La base des clôtures a été enfoncée à 30 cm dans le sol. Aux extrémités, les clôtures présentent deux angles latéraux successifs (90° puis 45°) en s'éloignant de la route, afin de ne pas diriger les tortues qui les longeraient sur la route. L'aménagement est efficace car aucune tortue écrasée n'a été observée (US Department of Transportation 2006).

4.6. Protection des nids

La protection des tortues adultes et des subadultes est essentielle pour la conservation des tortues, et sans elle les programmes basés seulement sur la protection des nids et l'élevage des nouveau-nés ont peu de chances de succès (Crouse *et al.* 1987; Congdon *et al.* 1993; 1994; Doak *et al.* 1994; Heppell *et al.* 1996). La protection de tous les stades de vie des tortues est toutefois nécessaire pour assurer leur survie (Congdon *et al.* 1993; Heppell *et al.* 1996) et selon certains (Iverson 1991), une réduction de la mortalité des œufs et des jeunes tortues aurait un impact positif plus marqué sur les populations que la réduction de la mortalité des adultes. Une réduction importante de la survie des adultes nécessite un taux de survie élevé des subadultes pour maintenir les populations stables (Crouse *et al.* 1987; Congdon *et al.* 1993; Doak *et al.* 1994; Standing *et al.* 2000). Chez les espèces à longévité élevée, comme les tortues, des populations à recrutement trop faible ou nul peuvent persister longtemps avant que le déclin ne soit détectable (Burke *et al.* 2000; Gibbs et Amato 2000). Également, le rétablissement des populations peut être long à déceler, à cause de la croissance lente des individus (Hall *et al.* 1999).

La protection des nids, à l'aide d'un grillage de plastique recouvrant les nids ou d'une boîte avec cadre en bois et recouverte de grillage placé au-dessus de ceux-ci, est une méthode qui a été très utilisée pour la protection des tortues. Elle limite ou empêche la prédation par les mammifères et autres carnassiers. Toutefois, son efficacité est mise en doute à cause du taux de survie des œufs qui est naturellement très bas. La protection des nids est également jugée non praticable dans certains cas à cause de la difficulté à trouver les nids en quantité suffisante (Doroff et Keith 1990). Cette pratique peut s'avérer plus efficace pour les espèces pondant beaucoup d'œufs, par exemple la Tortue serpentine, que pour celles moins productrices comme la Tortue mouchetée (Congdon *et al.* 1994). Elle devrait être entreprise aux endroits où le succès d'éclosion des portées est trop faible (Crouse *et al.* 1987).

En Nouvelle-Écosse, où se trouve une population isolée de Tortues mouchetées, un programme de protection des nids a été mis sur pied; il est considéré efficace pour contrer la prédation (Standing *et al.* 2000). Dans le parc national de Pointe-Pelée, en Ontario, la protection des nids a été proposée pour sauvegarder la population de Tortues mouchetées (Browne 2003). La protection des nids de tortues pourrait être entreprise à certains endroits où la concentration des nids est importante et où le taux de prédation est très élevé. Parmi les sites étudiés en Outaouais en 2004, le secteur de Baie Noire du parc de Plaisance est un endroit propice pour ce type d'intervention.



Photo 18. Grillage de plastique placé au-dessus d'un nid de tortue pour le protéger des prédateurs

Source : Jean-François Desroches

4.7. Aménagement de sites de ponte alternatifs

Les sites de ponte des tortues sont souvent d'origine anthropique (Burke et al. 2000) : sablières, jardins, pistes cyclables, chemins de gravier, accotements des routes. Il est donc possible de leur aménager des sites de ponte qui soient utilisés. Comme les accotements des routes attirent les tortues femelles en quête de site de ponte, des sites de ponte alternatifs peuvent être aménagés loin des routes. L'aménagement de sites de ponte loin des routes et des autres sources potentielles de mortalité peut augmenter le recrutement dans les populations de tortues (Baldwin *et al.* 2004).

Dans le sud de l'Ontario, il a été recommandé de créer des sites de ponte alternatifs (Ashley et Robinson 1996). Ce type d'aménagement a aussi été proposé pour les serpents ovipares afin de réduire leurs longs déplacements en quête de site de ponte (Bonnet et al. 1999). Un couvert de canopée peut diminuer le potentiel d'un site de ponte pour les reptiles (Russell et al. 2002). Ainsi, les sites ombragés peuvent être moins efficaces pour le développement des oeufs de tortues car il créent de l'ombre et il en résulte des températures d'incubation plus basses. Des perturbations mineures tels l'ouverture de certains secteurs pour augmenter l'ensoleillement peuvent être bénéfiques aux tortues.

La concentration des nids a un effet négatif sur le taux de prédation (voir chapitre 3) et est souvent la conséquence d'une disponibilité réduite de sites de ponte (Moll et Moll 2000). Il est donc recommandé d'aménager des sites de ponte qui soient de superficie petite à moyenne, éloignés des sites de ponte déjà existants (selon la topographie et la superficie de l'aire concernée) et si possible hors de portée des prédateurs. Les sites de ponte aménagés doivent être idéalement surélevés par rapport au sol environnant, constitués de substrat qui se draine bien (sable, gravier ou mélange des deux), et exposé au soleil. L'emplacement ne doit donc pas être à l'ombre ou être recouvert de végétation dense.

Lors d'aménagements de rives d'habitats aquatiques, des secteurs de rives peuvent être recouverts de sable ou laissés ainsi si le substrat d'origine est sablonneux. Ceci sert de sites de ponte aux tortues (US Department of Transportation 2006). Des essais avec des parcelles de différents substrats ont été réalisés en Outaouais, de 2001 à 2003, se sont avérés peu concluants. Les parcelles

ont été très peu utilisées par les tortues et on n'a pu déterminer si un substrat leur était préféré (Tessier et Lapointe 2004). Les parcelles étaient rectangulaires, 5 m X 3,5 m de côté, et 30 cm d'épaisseur de substrat. En 2005, de telles parcelles ont été aménagés dans le parc de Plaisance en vue d'éloigner les tortues de la piste cyclable lorsqu'elles cherchent un site de ponte. Selon les observations recueillies, plusieurs tortues ont pondu dans ces sites artificiels, mais le taux de prédation y a été très élevé (J.-F. Houle, comm. pers.). L'efficacité de ces parcelles pourrait être améliorée en les multipliant pour que les tortues qui cherchent un site de ponte les trouvent facilement et avant d'arriver sur la piste cyclable. La protection des nids serait également préférable afin d'augmenter le succès d'éclosion. En 2005, cinq nids de tortues y ont éclos même si aucun n'était protégé (J.-F. Houle, comm. pers.).



Photo 19. Parcelle de sable aménagée pour la ponte des tortues

Source : Jean-François Desroches

Les îlots représentent une solution pour contrer la prédation par les mammifères. Un îlot de ponte de tortues a été construit par le ministère des Transports du Québec, comme mesure de mitigation lors des travaux de réfection des accotements de la route 307 au réservoir l'Escalier, à Bowman en Outaouais. Cet îlot consiste en un amas de roches surplombant l'eau, recouvert de substrat fin (sable et gravier) de même nature que celui retrouvé aux abords de la route adjacente. L'îlot mesure environ 30 m de longueur et 3,5 m de largeur, et sa hauteur est d'environ 30 cm au-dessus du niveau de l'eau. L'îlot a été aménagé à l'automne 2003 et dès juin 2004, des tortues ont été vues s'y promenant, sans doute à la recherche d'un site de ponte. Plusieurs traces et faux nids y ont d'ailleurs été observés lors de la présente étude. Le 13 octobre 2004, deux nids de Tortues serpentes ayant éclos y ont été trouvés. L'îlot aménagé s'avère donc efficace pour la ponte des tortues et l'incubation des œufs.



Photo 20. Îlot aménagé pour la ponte des tortues, à Bowman, en Outaouais, par le ministère des Transports du Québec

Source : Jean-François Desroches

4.8. Panneaux de signalisation

Comme dans le cas des gros mammifères (cerfs et orignaux), des panneaux avertissant de la présence de tortues sur les routes pourraient être implantés aux endroits nécessaires. Ce type de panneau a été placé à divers endroits en Ontario (Turtle S.H.E.L.L. Tortue 2005). Bien que l'effet de tels panneaux se soit avéré peu ou pas efficace dans le cas des serpents (Seigel 1986; Roberts 2000), il semble plus efficace pour les tortues, probablement à cause de l'image plus charismatique de ces animaux et de leur meilleure visibilité sur les routes. Les secteurs problématiques identifiés en Outaouais en 2003 et 2004 (voir section 1.3.2. Localisation des tortues tuées sur les routes) devraient être considérés prioritaires pour l'implantation de panneaux d'avertissement. Il faut éviter de placer trop de panneaux sur le territoire car les conducteurs perdront l'effet de surprise et ainsi l'efficacité de cette intervention sera sans doute atténuée. Un modèle de panneau d'avertissement de la présence de tortues a déjà été créé par le ministère des Transports du Québec.



Figure 8. Panneau avertissant de la présence de tortues

Source : Ministère des Transports du Québec

Des panneaux interdisant le stationnement sur les secteurs des accotements où pondent des tortues pourraient également être implantés aux endroits propices. En 2003, des panneaux routiers signalant les zones de ponte des tortues sur les accotements, et incitant les gens à ne pas stationner ont été placés au parc du Mont-Orford et cette année-là aucune tortue n'a été tuée sur les routes du parc (Lascelles 2004). Un accès bloqué aux véhicules tout-terrains sur certains accotements pourrait réduire substantiellement l'impact de la compaction du sol sur les nids de tortues.

4.9. Sensibilisation du public

La sensibilisation du public à la problématique des tortues, comme toute cause de même nature, est très importante. La sensibilisation a été jugée la meilleure façon de faire diminuer le nombre d'accidents routiers avec des orignaux à Terre-Neuve (Joyce et Mahoney 2001). La principale cause de la mortalité des tortues sur les routes est sans doute l'ignorance des gens face à la présence même des tortues. Des campagnes de sensibilisation dans les médias, dans les revues générales et via des dépliants, des conférences ou des émissions télévisées, auraient sans doute un impact positif. La tuerie volontaire de tortues par certains conducteurs est sans doute un phénomène marginal et

localisé, que l'on pourrait tenter de contrer par des campagnes de sensibilisation et la dénonciation de tels actes à S.O.S. Braconnage par le public.

CONCLUSION GÉNÉRALE

La présente étude a permis d'évaluer l'impact des routes sur les populations de tortues en Outaouais, au Québec. Annuellement, environ 200 tortues seraient tuées sur les routes étudiées, dont plus de la moitié sont des femelles adultes, pour une densité de 0,15 tortue/km/année. Il s'agit d'une densité faible, considérant que les mortalités sont bien réparties sur l'aire d'étude et que les populations de tortues comptent généralement beaucoup d'individus. Près de 95 % des tortues écrasées sont des espèces communes (Tortues peinte et serpentine) mais quelques espèces rares (Tortues mouchetée, des bois et géographique) figurent au nombre des victimes. La majorité des tortues mortes recensées se trouvaient à moins de 300 m d'un habitat aquatique. Aucune relation n'a pu être établie entre le débit de trafic et la mortalité des tortues. Seul le nombre de camions aurait un impact sur le nombre de Tortues serpentines mortes. Globalement, la mortalité des tortues sur les routes ne serait pas un problème à la survie des populations en Outaouais, mais des changements au niveau de la densité des routes ou du débit de véhicules pourraient modifier ce constat dans le futur. Localement, certains secteurs sont problématiques quant au nombre de tortues tuées sur les routes ou à la présence d'espèces rares.

La capture et le marquage de tortues dans des étangs de faible superficie et relativement isolés, situés en bordure des routes, a permis de constater que seule la Tortue peinte est généralement à l'abri des déclin dans ces habitats. Les populations de cette espèce contiennent un nombre élevé d'individus, contrairement aux Tortues serpentine et mouchetée. De plus, l'âge à maturité moins élevé de la tortue peinte la rend moins vulnérable à la mortalité routière. Bien que les tortues tuées sur les routes adjacentes aux étangs étudiés aient été majoritairement des femelles, l'absence de biais dans le sexe ratio des populations étudiées ne laisse pas présager de problème relié à la mortalité routière. Dans les sites où le taux de mortalité semble élevé, l'arrivée d'immigrants maintient sans doute les populations de Tortues peintes. Les données recueillies démontrent que la Tortue mouchetée est sans doute menacée de déclin dans ces petits étangs, compte tenu du taux de mortalité routière élevé par rapport à la taille estimée des populations. La Tortue serpentine pourrait aussi être vulnérable à la mortalité routière dans les étangs étudiés, mais aucun adulte n'a été tué sur les routes adjacentes en 2003-2004.

En ce qui concerne la nidification, le taux de prédation des nids, la température du substrat et le taux de survie des pontes dans les accotements des routes sont semblables à celui des nids dans les autres types d'habitats. La route n'aurait donc pas d'effet négatif à ce niveau. D'autres variables, telles l'emplacement du site de ponte et le regroupement des nids, expliquent mieux les différences obtenues. Le phénomène des nids de tortues écrasés par des véhicules, en bordure des routes, pourrait toutefois représenter un problème.

Globalement, les résultats de l'étude indiquent que les routes ont actuellement un impact faible ou négligeable sur les populations de tortues en Outaouais. Certains problèmes locaux reliés aux densités de tortues mortes ou à la présence d'espèces rares doivent toutefois être considérés. La Tortue mouchetée est une espèce à surveiller en ce sens. Certaines actions devraient être entreprises afin de limiter l'impact négatif local des routes sur les tortues. La sensibilisation du public à cette

problématique et la protection d'habitats sont sans doute les actions les plus importantes à entreprendre. Les travaux d'entretien ou de construction près des habitats de tortues devraient être évités pendant la période de ponte en juin. Des panneaux indiquant la traverse de tortues devraient être placés à certains endroits stratégiques et problématiques, et certains aménagements comme des sites de ponte artificiels et clôtures de déviation menant à des ponceaux pourraient être réalisés aux sites les plus problématiques.

D'autres effets des routes, n'ayant pas fait l'objet de la présente étude, sont possibles sur les populations de tortues : populations petites et isolées plus vulnérables aux perturbations comme les maladies ou la prédation, dépression génétique due à l'isolement de l'habitat, et collecte illégale facilitée par les accès via les routes (Findlay et Bourdages 2000; Mitchell et Klemens 2000; Trombulak et Frissell 2000). La densité des routes à moins de 1-2 km des milieux humides a un impact sur la richesse en espèces, incluant les reptiles (Findlay et Houlihan 1997). Étant donné les caractéristiques actuelles du paysage dans l'Outaouais (densité de routes relativement faible, débit généralement faible, et abondance d'habitats aquatiques propices aux tortues), nous ne croyons pas que ces menaces potentielles soient importantes.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Andrews, K. M. et J. W. Gibbons. 2005. How do highways influence snake movement? Behavioral responses to roads and vehicles. *Copeia* 2005(4) : 772-782.
- Angiletta, M. J. Jr et A. R. Krochmal. 2003. The Thermochron : A truly miniature and inexpensive temperature-logger. *Herpetological Review* 34(1) : 31-32.
- Aresco, M. J. 2003. Highway mortality of turtles and other herpetofauna at Lake Jackson, Florida, USA, and the efficacy of a temporary fence/culvert system to reduce roadkills. *ICOET 2003 Proceedings – Making connections*, pages 433-449.
- Aresco, M. J. 2005a. The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation* 123 : 37-44.
- Aresco, M. J. 2005b. Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a north Florida lake. *Journal of Wildlife Management* 69(2) : 549-560.
- Arvais, M., J.-C. Bourgeois, D. Masse, C. Daigle, J. Jutras, S. Paradis, R. Bider et E. Lévesque. 2001. Écologie d'une population de tortue des bois (*Clemmys insculpta*) en Mauricie. *Le Naturaliste Canadien* 125(1) : 23-28.
- Arvais, M., J.-C. Bourgeois, E. Lévesque, C. Daigle, D. Masse et J. Jutras. 2002. Home range and movements of a wood turtle (*Clemmys insculpta*) population at the northern limit of its range. *Canadian Journal of Zoology* 80: 402-408.
- Asaeda, T. et V. T. Ca. 1993. The subsurface transport of heat and moisture and its effect on the environment: a numerical model. *Boundary-Layer Meteorology* 65: 159-179.
- Ashley, E. P. et J. T. Robinson. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 110 : 403-412.
- Baker, P. J., J. P. Costanzo, J. B. Iverson et R. E. Lee Jr. 2003. Adaptations to terrestrial overwintering of hatchling northern map turtles, *Graptemys geographica*. *J. Comp. Physiol. B* 173 : 643-651.
- Baldwin, E. A., M. N. Marchand et J. A. Litvaitis. 2004. Terrestrial habitat use by nesting Painted Turtles in landscapes with different levels of fragmentation. *Northeastern Naturalist* 11(1) : 41-48.
- Bashmore, T. L., W. M. Tzilkowski et E. D. Bellis. 1985. Analysis of deer-vehicle collision sites in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Management* 49(3) : 769-774.
- Bayless, L. E. 1975. Population parameters for *Chrysemys picta* in a New York pond. *The American Midland Naturalist* 93(1) : 168-176.

- Bernardino, F. S. Jr et G. H. Dalrymple. 1992. Seasonal activity and road mortality of the snakes of the Pa-hay-okee wetlands of Everglades National Park, USA. *Biological Conservation* 62: 71-75.
- Bider, J. R. et W. Hoek. 1971. An efficient and apparently unbiased sampling technique for population studies of painted turtles. *Herpetologica* 27(4) : 481-484.
- Bider, J. R. et S. Matte. 1994. Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 106 pages.
- Blair, W. F. 1976. Some aspects of the biology of the Ornate Box Turtle, *Terrapene carolina*. *The Southwestern Naturalist* 21(1) : 89-104.
- Boarman, W. I., M. Sazaki et W. B. Jennings. 1997. The effects of roads, barrier fences, and culverts on Desert Tortoise populations in California, USA. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, pages 54-58.
- Bobyn, M. L. et R. J. Brooks. 1994. Incubation conditions as potential factors limiting the northern distribution of snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Canadian Journal of Zoology* 72: 28-37.
- Bodie, J. R. et R. D. Semlitsch. 2000. Spatial and temporal use of floodplain habitats by lentic and lotic species of aquatic turtles. *Oecologia* 122: 138-146.
- Bonin, J. 1998. Rapport sur la situation de la tortue géographique (*Graptemys geographica*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 35 pages.
- Bonnet, X., G. Naulleau et R. Shine. 1999. The dangers of leaving home: dispersal and mortality in snakes. *Biological Conservation* 89: 39-50.
- Boulet, M. et M. Darveau. 2000. Depredation of artificial bird nests along roads, rivers, and lakes in a boreal Balsam Fir, *Abies balsamea*, forest. *Canadian Field-Naturalist* 114(1): 83-88.
- Bowen, K. D., R.-J. Spencer et F. J. Janzen. 2005. A comparative study of environmental factors that affect nesting in Australian and North American freshwater turtles. *Journal of Zoology, London* 267: 397-404.
- Breitenbach, G. L. J. D. Congdon et R. C. van Loben Sels. 1984. Winter temperatures of *Chrysemys picta* nests in Michigan: effects on hatchling survival. *Herpetologica* 40(1): 76-81.
- Brooks, R. J., G. P. Brown et D. A. Galbraith. 1991a. Effects of a sudden increase in natural mortality of adults on a population of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *Canadian Journal of Zoology* 69:1314-1320.
- Brooks, R. J., M. L. Bobyn, D. A. Galbraith, J. A. Layfield et E. G. Nancekivell. 1991b. Maternal and environmental influences on growth and survival of embryonic and hatchling snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Canadian Journal of Zoology* 69: 2667-2676.

- Brooks, R. J., C. M. Shilton, G. P. Brown et N. W. S. Quinn. 1992. Body size, age distribution, and reproduction in a northern population of wood turtles (*Clemmys insculpta*). *Canadian Journal of Zoology* 70: 462-469.
- Brown, G. P. et R. J. Brooks. 1993. Sexual and seasonal differences in activity in a northern population of Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*. *Herpetologica* 49(3): 311-318.
- Brown, G. P. et R. J. Brooks. 1994. Characteristics of and fidelity to hibernacula in a northern population of snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Copeia* 1994: 222-226.
- Browne, C. L. 2003. The status of turtle populations in Point Pelee National Park. Thèse de maîtrise, département de Biologie, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario, 112 pages.
- Buech, R. R., M. D. Nelson, L. G. Hanson et B. Brecke. 1997. Wood turtle habitat research. Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, pages 475-476.
- Buhlmann, K. A. 1995. Habitat use, terrestrial movements, and conservation of the turtle, *Deirochelys reticularia* in Virginia. *Journal of Herpetology* 29(2): 173-181.
- Bull, J. J. et R. C. Vogt. 1979. Temperature-dependent sex determination in turtles. *Science* 206: 1186-1188.
- Burkey, T. V. 1993. Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. *Biological Conservation* 66: 139-143.
- Burger, J. 1977. Determinants of hatching success in Diamond-back Terrapin, *Malaclemys terrapin*. *The American Midland Naturalist* 97(2): 444-464.
- Burke, V. J. et J. W. Gibbons. 1995. Terrestrial buffer zones and wetland conservation: A case study of freshwater turtles in a Carolina bay. *Conservation Biology* 9: 1365-1369.
- Burke, V. J., J. L. Greene et J. W. Gibbons. 1995. The effect of sample size and study duration on metapopulation estimates for Slider Turtles (*Trachemys scripta*). *Herpetologica* 51(4): 451-456.
- Burke, V. J., J. E. Lovich et J. W. Gibbons. 2000. Conservation of freshwater turtles. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 156-180.
- Burke, R. L., C. M. Schneider et M. T. Dolinger. 2005. Cues used by Racoons to find turtle nests: effects of flags, human scent, and Diamond-Backed Terrapin sign. *Journal of Herpetology* 39(2): 312-315.
- Cagle, F. R. 1939. A system of marking turtles for future identification. *Copeia* 1939(3): 170-173.
- Cagle, F. R. 1942. Turtle populations in Southern Illinois. *Copeia* 1942(3): 155-162.

- Cagle, F. R. 1944. Home range, homing behavior, and migration in turtles. Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan, No. 61, University of Michigan Press, 34 pages + 2 planches.
- Cagle, F. R. 1954. Observations on the life cycle of Painted Turtles (Genus *Chrysemys*). The American Midland Naturalist 52(1): 225-235.
- Cagle, F. R. et A. H. Chaney. 1950. Turtle populations in Louisiana. The American Midland Naturalist 43(2): 383-388.
- Campbell, H. 1953. Observations of snakes DOR in New Mexico. Herpetologica 9(4): 157-160.
- Campbell, H. 1956. Snakes found dead on roads of New Mexico. Copeia 1956(2): 124-125.
- Case, R. M. 1978. Interstate highway road-killed animals: a data source for biologists. Wildlife Society Bulletin 6(1): 8-13.
- Chabot, J, B. Gagné et D. St-Hilaire. 1993. Étude des populations de tortues du secteur de la baie Norway de la rivière des Outaouais, comté de Pontiac, Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, direction régionale de l'Outaouais, Hull, 31 pages + 2 annexes.
- Christens, E. et J. R. Bider. 1986. Reproductive ecology of the painted turtle (*Chrysemys picta marginata*) in southwestern Quebec. Canadian Journal of Zoology 64: 914-920.
- Christens, E. et J. R. Bider. 1987. Nesting activity and hatching success of the Painted Turtle (*Chrysemys picta marginata*) in southwestern Québec. Herpetologica 43(1): 55-65.
- Churchill, T. A. et K. B. Storey. 1992. Natural freezing survival by painted turtles *Chrysemys picta marginata* and *C. picta bellii*. American Journal of Physiology 262 (Regulatory Integrative Comp. Physiol. 31): R530-R537.
- Clarke, G. P., P. C.L. White et S. Harris. 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. Biological Conservation 86: 117-124.
- Claussen, D. L., M. S. Finkler et M. M. Smith. 1997. Thread trailing of turtles: methods for evaluating spatial movements and pathway structure. Canadian Journal of Zoology 75: 2120-2128.
- Clevenger, A. P., B. Chruszcz et K. E. Gunson. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. Biological Conservation 109: 15-26.
- Congdon, J. D., D. W. Tinkle, G. L. Breitenbach et R. C. van Loben Sels. 1983. Nesting ecology and hatchling success in the turtle *Emydoidea blandingi*. Herpetologica 39(4): 417-429.
- Congdon, J. D., J. L. Greene et J. W. Gibbons. 1986. Biomass of freshwater turtles: a geographic comparison. The American Midland Naturalist 115(1): 165-173.

- Congdon, J. D., G. L. Breitenbach, R. C. van Loben Sels et D. W. Tinkle. 1987. Reproduction and nesting ecology of Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*) in Southeastern Michigan. *Herpetologica* 43(1): 39-54.
- Congdon, J. D., A. E. Dunham et R. C. van Loben Sels. 1993. Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's Turtles (*Emydoidea blandingii*): Implications for conservation and management of long-lived organisms. *Conservation Biology* 7(4): 826-833.
- Congdon, J. D., A. E. Dunham et R. C. van Loben Sels. 1994. Demographics of Common Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *American Zoologist* 34: 397-408.
- Cook, F. R. 1984. Introduction aux amphibiens et reptiles du Canada. Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, Ottawa, Canada, 211 pages.
- COSEPAC. 2002a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue musquée (*Sternotherus odoratus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 19 pages.
- COSEPAC. 2002b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue géographique (*Graptemys geographica*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 36 pages.
- COSEPAC. 2002c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue-molle à épines (*Apalone spinifera*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 18 pages.
- COSEPAC. 2005. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ix + 47 pages.
- Costanzo, J. P., J. D. Litzgus et R. E. Lee Jr. 1999. Behavioral responses of hatchling painted turtles (*Chrysemys picta*) and snapping turtles (*Chelydra serpentina*) at subzero temperatures. *Journal of Thermal Biology* 24: 161-166.
- Crouse, D. T., L. B. Crowder et H. Caswell. 1987. A stage-based population model for Loggerhead Sea Turtles and implications for conservation. *Ecology* 68(5): 1412-1423.
- Cunnington, D. C. et R. J. Brooks. 1996. Bet-hedging theory and eigenelasticity : a comparison of the life histories of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Canadian Journal of Zoology* 74: 291-296.
- Daigle, C. et J. Jutras. 2005. Quantitative evidence of decline in a southern Québec Wood Turtle (*Glyptemys insculpta*) population. *Journal of Herpetology* 39(1): 130-132.

- Daigle, C., A. Desrosiers et J. Bonin. 1994. Distribution and abundance of Common Map Turtles, *Graptemys geographica*, in the Ottawa River, Québec. *Canadian Field-Naturalist* 108(1): 84-86.
- Davis, W. H. 1934. The automobile as a destroyer of wild life. *Science* 79: 504-505.
- Desroches, J.-F. 2003. Inventaire herpétologique du parcours de la future autoroute 50, entre Buckingham (Outaouais) et Lachute (Laurentides). Rapport présenté au ministère des Transports du Québec, direction de l'Outaouais. 42 pages + 5 annexes.
- Desroches, J.-F. et I. Picard. 2005. Mortalité des tortues sur les routes de l'Outaouais. *Le Naturaliste Canadien* 129(1): 35-41.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue. 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes. Éditions Michel Quintin, Waterloo, Québec, 288 pages.
- Dickerson, L. M. 1939. The problem of wildlife destruction by automobile traffic. *Journal of Wildlife Management* 3: 104-116.
- Dimond, M. T. 1979. Sex differentiation and incubation temperature in turtles. *American Zoologist* 19(3): 981.
- Doak, D., P. Kareiva et B. Klepetka. 1994. Modeling population viability for the Desert Tortoise in the Western Mojave desert. *Ecological Applications* 4(3): 446-460.
- Dodd, C. K. Jr. 1990. Effects of habitat fragmentation on a stream-dwelling species, the Flattened Musk Turtle *Sternotherus depressus*. *Biological Conservation* 54 : 33-45.
- Dodd, C. K. Jr, W. J. Barichivich et L. L. Smith. 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation* 118 : 619-631.
- Dodd, C. K. Jr, K. M. Enge et J. N. Stuart. 1989. Reptiles on highways in North-Central Alabama, USA. *Journal of Herpetology* 23(2): 197-200.
- DonnerWright, D. M., M. A. Bozek, J. R. Probst et E. M. Anderson. 1999. Responses of turtle assemblage to environmental gradients in the St. Croix River in Minnesota and Wisconsin, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology* 77: 989-1000.
- Doroff, A. M. et L. B. Keith. 1990. Demography and ecology of an ornate box turtle (*Terrapene carolina*) population in south-central Wisconsin. *Copeia* 1990: 387-399.
- Edmonds, J. H. et R. J. Brooks. 1996. Demography, sex ratio, and sexual size dimorphism in a northern population of common musk turtles (*Sternotherus odoratus*). *Canadian Journal of Zoology* 74: 918-925.
- Équipe de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec. 2005. Plan de rétablissement de cinq espèces de tortues au Québec pour les années 2005 à 2010 : la Tortue des bois, la Tortue

géographique, la Tortue mouchetée, la Tortue musquée et la Tortue ponctuée. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 57 pages.

Ernst, C. H. 1971. Population dynamics and activity cycles of *Chrysemys picta* in Southeastern Pennsylvania. *Journal of Herpetology* 5(3-4) : 151-160.

Ernst, C. H., J. E. Lovich et R. W. Barbour. 1994. *Turtles of the United States and Canada*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., 578 pages.

Etchberger, C. R., M. A. Ewert, B. A. Raper et C. E. Nelson. 1992. Do low incubation temperatures yield females in painted turtles? *Canadian Journal of Zoology* 70: 391-394.

Ewert, M. A., D. R. Jackson et C. E. Nelson. 1994. Patterns of temperature-dependent sex determination in turtles. *Journal of Experimental Zoology* 270: 3-15.

Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61(3): 603-610.

Fahrig, L. et G. Merriam. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66(6): 1762-1768.

Fahrig, L. et G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8(1): 50-59.

Fahrig, L., J. H. Pedlar, S. E. Pope, P. D. Taylor et J. F. Wegner. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 74 : 177-182.

FAPAQ. 2005. Société de la faune et des parcs du Québec. <http://www.fapaq.gouv.qc.ca>

Feinberg, J. A. et R. L. Burke. 2003. Nesting ecology and predation of Diamondback Terrapins, *Malaclemys terrapin*, at Gateway National Recreation Area, New York. *Journal of Herpetology* 37(3): 517-526.

Findlay, C. S. et J. Bourdages. 2000. Response time of wetlands biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology* 14(1): 86-94.

Findlay, C. S. et J. Houlahan. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in Southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11(4): 1000-1009.

Flint, W. P. 1926. The automobile and wild life. *Science* 63: 426-427.

Forman, R. T. T. et L. E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.

Forman, R. T. T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. France, C. R. Goldman, K. Heanue, J. A. Jones, F. J. Swanson, T. Turrentine et T. C.

- Winter. 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Island Press, Washington, Covelo, London, U.S.A., 481 pages.
- Frazer, N. B., J. W. Gibbons et T. J. Owens. 1990. Turtle trapping: preliminary tests of conventional wisdom. *Copeia* 1990(4): 1150-1152.
- Frazer, N. B., J. W. Gibbons et J. L. Greene. 1991. Life history and demography of the Common Mud Turtle *Kinosternon subrubrum* in South Carolina, USA. *Ecology* 72(6): 2218-2231.
- Galbraith, D. A. et R. J. Brooks. 1987a. Survivorship of adult females in a northern population of common snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Canadian Journal of Zoology* 65: 1581-1586.
- Galbraith, D. A. et R. J. Brooks. 1987b. Addition of annual growth lines in adult Snapping Turtles *Chelydra serpentina*. *Journal of Herpetology* 21(4) : 359-363.
- Galbraith, D. A. et R. J. Brooks. 1989. Age estimates for snapping turtles. *Journal of Wildlife Management* 53(2): 502-508.
- Galbraith, D. A., R. J. Brooks et G. P. Brown. 1997. Can management intervention achieve sustainable exploitation of turtles? Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, pages 186-194.
- Galbraith, D. A., R. J. Brooks et M. E. Obbard. 1989. The influence of growth rate on age and body size at maturity in female Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*). *Copeia* 1989: 896-904.
- Galbraith, D. A., C. A. Bishop, R. J. Brooks, W. Len Simser et K. P. Lampman. 1988. Factors affecting the density of populations of common snapping turtles (*Chelydra serpentina serpentina*). *Canadian Journal of Zoologie* 66: 1233-1240.
- Gazette officielle du Québec. 2005. Règlement modifiant le Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats. 137 :705-706.
- Gazette officielle du Québec. 1999. Règlement sur les espèces fauniques menaces ou vulnérables. L.R.Q., c. E-12.01, a.10. 44 :5126.
- Gemmell, D. J. 1970. Some observations on the nesting of the Western Painted Turtle, *Chrysemys picta bellii*, in northern Minnesota. *Canadian Field-Naturalist* 84 : 308-309.
- Gibbons, J. W. 1968a. Population structure and survivorship in the Painted Turtle, *Chrysemys picta*. *Copeia* 1968(2): 260-268.
- Gibbons, J. W. 1968b. Reproductive potential, activity, and cycles in the Painted Turtle, *Chrysemys picta*. *Ecology* 49(3): 399-409.
- Gibbons, J. W. 1969. Ecology and population dynamics of the Chicken Turtle, *Deirochelys reticularia*. *Copeia* 1969(4): 669-676.

- Gibbons, J. W. 1970. Sex ratios in turtles. *Researches on Population Ecology* 12(2): 252-254.
- Gibbons, J. W. 1982. Reproductive patterns in freshwater turtles. *Herpetologica* 38(1): 222-227.
- Gibbons, J. W. 1987. Why do turtles live so long ? *BioScience* 37(4): 262-269.
- Gibbons, J. W. 1990. Sex ratios and their significance among turtle populations. Chapitre 14 dans : Gibbons, J. W. (éditeur). *Life history and ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. : 171-182.
- Gibbons, J. W. 2003. Terrestrial habitat : a vital component for hepetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* 23(3) : 630-635.
- Gibbons, J. W. et R. D. Semlitsch. 1982. Survivorship and longevity of a long-lived vertebrate species: how long do turtles live? *Journal of Animal Ecology* 51: 523-527.
- Gibbons, J. W., J. L. Greene et J. D. Congdon. 1983. Drought-related responses of aquatic turtle populations. *Journal of Herpetology* 17(3): 242-246.
- Gibbons, J. W., J. E. Lovich, A. D. Tucker, N. N. FitzSimmons et J. L. Greene. 2001. Demographic and ecological factors affecting conservation and management of the Diamondback Terrapin (*Malaclemys terrapin*) in South Carolina. *Chelonian Conservation and Biology* 4(1): 66-74.
- Gibbs, J. P. et G. D. Amato. 2000. Genetics and demography in turtle conservation. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 207-217.
- Gibbs, J. P. et W. G. Shriver. 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16: 1647-1652.
- Gibbs, J. P. et D. A. Steen. 2005. Trends in sex ratios of turtles in the United States: implications of road mortality. *Conservation Biology* 19(2): 552-556.
- Gordon, D. M. et R. D. MacCulloch. 1980. An investigation of the ecology of the map turtle, *Graptemys geographica* (Le Sueur), in the northern part of its range. *Canadian Journal of Zoology* 58: 2210-2219.
- Graham, T. E. et T. S. Doyle. 1977. Growth and population characteristics of Blanding's Turtle, *Emydoidea blandingii*, in Massachusetts. *Herpetologica* 33(4): 410-414.
- Gray, E. M. 1995. DNA fingerprinting reveals a lack of genetic variation in northern populations of the Western Pond Turtle (*Clemmys marmorata*). *Conservation Biology* 9(5): 1244-1255.
- Gutzke, W. H. N. et G. C. Packard. 1987. The influence of temperature on eggs and hatchlings of Blanding's Turtles, *Emydoidea blandingii*. *Journal of Herpetology* 21(2): 161-163.

- Gutzke, W. H. N., G. C. Packard, M. J. Packard et T. J. Boardman. 1987. Influence of the hydric and thermal environments on eggs and hatchlings of Painted Turtles (*Chrysemys picta*). *Herpetologica* 43(4): 393-404.
- Guyot, G. et J. Clobert. 1997. Conservation measures for a population of Hermann's Tortoise *Testudo hermanni* in southern France bisected by a major highway. *Biological Conservation* 79: 251-256.
- Hall, R. J., P. F.P. Henry et C. M. Bunck. 1999. Fifty-year trends in a box turtle population in Maryland. *Biological Conservation* 88: 165-172.
- Hamel, J.-F. et A. Mercier. 2001. La traverse pour amphibiens: un moyen de préservation de la vitalité des marais. *Le Naturaliste Canadien* 125(2): 72-74.
- Hamilton, W. J. Jr. 1940. Observations on the reproductive behavior of the Snapping Turtle. *Copeia* 1940(2): 124-126.
- Hamilton, A. M., A. H. Freedman et R. Franz. 2002. Effects of deer feeders, habitat and sensory cues on predation rates on artificial turtle nests. *The American Midland Naturalist* 147: 123-134.
- Hammer, D. A. 1969. Parameters of a marsh Snapping Turtle population, Lacreek Refuge, South Dakota. *Journal of Wildlife Management* 33(4): 995-1005.
- Hartweg, N. 1944. Spring emergence of Painted Turtle hatchlings. *Copeia* 1944(1): 20-22.
- Haugen, A. O. 1944. Highway mortality of wildlife in southern Michigan. *Journal of Mammalogy* 25: 177-184.
- Haxton, T. 2000. Road mortality of snapping turtles, *Chelydra serpentina*, in Central Ontario during their nesting period. *Canadian Field-Naturalist* 114: 106-110.
- Hels, T. et E. Buchwald. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331-340.
- Heppell, S. S., L. B. Crowder et D. T. Crouse. 1996. Models to evaluate headstarting as a management tool for long-lived turtles. *Ecological Applications* 6: 556-565.
- Houde, S. 1999. Étude d'avant-projet pour la conservation de la biodiversité du marais du lac Brompton. Rapport réalisé pour l'Association pour la Protection du Lac Brompton, 32 pages + 6 annexes.
- Inbar, M. et R. T. Mayer. 1999. Spatio-temporal trends in armadillo diurnal activity and road-kills in central Florida. *Wildlife Society Bulletin* 27(3): 865-872.
- IUCN. 2004. The IUCN Species Survival Commission. The 2004 IUCN Red List of threatened species. www.redlist.org

- Iverson, J. B. 1979. Another inexpensive turtle trap. *Herpetological Review* 10(2): 55.
- Iverson, J. B. 1991. Patterns of survivorship in turtles (order Testudines). *Canadian Journal of Zoology* 69: 385-391.
- Iverson, J. B. et G. R. Smith. 1993. Reproductive ecology of the Painted Turtle (*Chrysemys picta*) in the Nebraska Sandhills and across its range. *Copeia* 1993(1): 1-21.
- Janzen, F. J. 1994. Vegetational cover predicts the sex ratio of hatchling turtles in natural nests. *Ecology* 75(6): 1593-1599.
- Joyal, L. A., M. McCollough et M. L. Hunter Jr. 2001. Landscape ecology approaches to wetland species conservation: a case study of two turtle species in southern Maine. *Conservation Biology* 15: 1755-1762.
- Joyce, T. L. et S. P. Mahoney. 2001. Spatial and temporal distributions of moose-vehicle collisions in Newfoundland. *Wildlife Society Bulletin* 29(1): 275-280.
- Kareiva, P. et U. Wennergren. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature* 373: 299-302.
- Kaufmann, J. H. 1992. Habitat use by wood turtles in Central Pennsylvania. *Journal of Herpetology* 26: 315-321.
- Kiviat, E. 1997. Blanding's Turtle habitat requirements and implications for conservation in Dutchess County, New York. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, pages 377-382.
- Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., 334 pages.
- Knobloch, I. W. 1939. Death on the highway. *Journal of Mammalogy* 20 : 508-509.
- Kolbe, J. J. et F. J. Janzen. 2002. Impact of nest-site selection on nest success and nest temperature in natural and disturbed habitats. *Ecology* 83(1) : 269-281.
- Koper, N. et R. J. Brooks. 1998. Population-size estimators and unequal catchability in painted turtles. *Canadian Journal of Zoology* 76: 458-465.
- Laan, R. et B. Verboom. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54: 251-262.
- Lacy, R. C. 1988. A report on population genetics in conservation. *Conservation Biology* 2(3): 245-247.
- Lagler, K. F. 1943. Methods of collecting freshwater turtles. *Copeia* 1943(1): 21-25.

- Lande, R. 1987. Extinction thresholds in demographic models of terrestrial populations. *The American Naturalist* 130(4): 624-635.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455-1460.
- Lascelles, C. 2004. Le suivi de la ponte des tortues au parc national du Mont-Orford. Les parcs nous ont dévoilé...*Bulletin de recherche* 2004, page 14.
- Legler, J. M. 1954. Nesting habits of the Western Painted Turtle, *Chrysemys picta bellii* (Gray). *Herpetologica* 10(3): 137-144.
- Linck, M. H., J. A. DePari, B. O. Butler et T. E. Graham. 1989. Nesting behavior of the turtle, *Emydoidea blandingi*, in Massachusetts. *Journal of Herpetology* 23(4): 442-444.
- Lindeman, P. V. 1990. Closed and open model estimates of abundance and tests of model assumptions for two populations of the turtle, *Chrysemys picta*. *Journal of Herpetology* 24(1): 78-81.
- Lindeman, P. V. 1991. Survivorship of overwintering hatchling Painted Turtles, *Chrysemys picta*, in northern Idaho. *Canadian Field-Naturalist* 105(2): 263-266.
- Lindeman, P. V. 1992. Nest-site fixity among painted turtles (*Chrysemys picta*) in Northern Idaho. *Northwestern Naturalist* 73(1): 27-30.
- Litzgus, J. D. et R. J. Brooks. 1996. Status report on the Wood Turtle (*Clemmys insculpta*) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (COSEPAC), Ottawa, 56 pages.
- Loncke, D. J. et M. E. Obbard. 1977. Tag success, dimensions, clutch size and nesting site fidelity for the Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*, (Reptilia, Testudines, Chelydridae) in Algonquin Park, Ontario, Canada. *Journal of Herpetology* 11(2): 243-244.
- Lovich, J. E. et J. W. Gibbons. 1990. Age at maturity influences adult sex ratio in the turtle *Malaclemys terrapin*. *Oikos* 59(1): 126-134.
- MacCulloch, R. D. et D. M. Gordon. 1978. A simple trap for basking turtles. *Herpetological Review* 9(4): 133.
- MacCulloch, R. D. et D. M. Secoy. 1983. Demography, growth, and food of western painted turtles, *Chrysemys picta bellii* (Gray), from southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 61(7): 1499-1509.
- Mader, H.-J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81-96.

- Mader, H. J., C. Schell et P. Kornacker. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* 54: 209-222.
- Marchand, M. N. et J. A. Litvaitis. 2004. Effects of habitat features and landscape composition on the population structure of a common aquatic turtle in a region undergoing rapid development. *Conservation Biology* 18(3): 758-767.
- May, S. A. et T. W. Norton. 1996. Influence of fragmentation and disturbance on the potential impact of feral predators on native fauna in Australian forest ecosystems. *Wildlife Research* 23: 387-400.
- McKenna, K. C. 2001. *Chrysemys picta* (Painted Turtle). Trapping. *Herpetological Review* 32(3): 184.
- McKnight, C. M. et W. H. N. Gutzke. 1993. Effects of the embryonic environment and of hatchling housing conditions on growth of young Snapping Turtles (*Chelydra serpentina*). *Copeia* 1993(2): 475-482.
- Meeks, R. L. 1990. Overwintering behavior of snapping turtles. *Copeia* 1990: 880-884.
- Merriam, G., M. Kozakiewicz, E. Tsuchiya et K. Hawley. 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscapes. *Landscape Ecology* 2(4) : 227-235.
- Metcalf, E. L. et A. L. Metcalf. 1979. Mortality in hibernating Ornate Box Turtles, *Terrapene ornata*. *Herpetologica* 35(1): 93-96.
- Metcalf, A. L. et E. L. Metcalf. 1985. Longevity in some Ornate Box Turtles (*Terrapene ornata ornata*). *Journal of Herpetology* 19(1): 157-158.
- Ministère des Transports du Québec. 1996. Plan de transport 1996-2011. Service du plan et des programmes de la Direction de l'Ouest et Direction de l'Outaouais, ministère des Transports du Québec. Québec. 140 pages.
- Mitchell, J. C. 1985. Variation in the male reproductive cycle in a population of Painted Turtles, *Chrysemys picta*, from Virginia. *Herpetologica* 41(1): 45-51.
- Mitchell, J. C. 1988. Population ecology and life histories of the freshwater turtles *Chrysemys picta* and *Sternotherus odoratus* in an urban lake. *Herpetological Monographs* 2: 40-61.
- Mitchell, J. C. et M. W. Klemens. 2000. Primary and secondary effects of habitat alteration. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 5-32.
- Moll, E. O. et D. Moll. 2000. Conservation of river turtles. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 126-155.

- Moll, D. et E. O. Moll. 2004. The ecology, exploitation, and conservation of river turtles. Oxford University Press, É.-U., 393 pages.
- Morreale, S. J., J. W. Gibbons et J. D. Congdon. 1984. Significance of activity and movement in the yellow-bellied slider turtle (*Pseudemys scripta*). Canadian Journal of Zoology 62: 1038-1042.
- Mosimann, J. E. et J. R. Bider. 1960. Variation, sexual dimorphism, and maturity in a Quebec population of the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*. Canadian Journal of Zoology 38: 19-38.
- Muegel, L. A. et D. L. Claussen. 1994. Effects of slope on voluntary locomotor performance in the turtle, *Terrapene carolina carolina*. Journal of Herpetology 28(1): 6-11.
- Mumme, R. L., S. J. Schoech, G. E. Woolfenden et J. W. Fitzpatrick. 2000. Life and death in the fast lane: Demographic consequences of road mortality in the Florida Scrub-Jay. Conservation Biology 14(2):501-512.
- Nagle, R. D., O. M. Kinney, J. D. Congdon et C. W. Beck. 2000. Winter survivorship of hatchling painted turtles (*Chrysemys picta*) in Michigan. Canadian Journal of Zoology 78: 226-233.
- Nagle, R. D., C. L. Lutz et A. L. Pyle. 2004. Overwintering in the nest by hatchling map turtles (*Graptemys geographica*). Canadian Journal of Zoology 82: 1211-1218.
- Obbard, M. E. et R. J. Brooks. 1980. Nesting migrations of the snapping turtle (*Chelydra serpentina*). Herpetologica 36: 158-162.
- Obbard, M. E. et R. J. Brooks. 1981a. A radio-telemetry and mark-recapture study of activity in the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. Copeia 1981: 630-637.
- Obbard, M. E. et R. J. Brooks. 1981b. Fate of overwintered clutches of the Common Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) in Algonquin Park, Ontario. Canadian Field-Naturalist 95(3): 350-352.
- Packard, G. C. et F. J. Janzen. 1996. Interpopulation variation in the cold-tolerance of hatchling Painted Turtles. Journal of Thermal Biology 21(3): 183-190.
- Packard, G. C. et M. J. Packard. 2001. The overwintering strategy of hatchling Painted Turtles, or how to survive in the cold without freezing. BioScience 51(3): 199-207.
- Packard, G. C., M. J. Packard, J. W. Lang et J. K. Tucker. 1999. Tolerance for freezing in hatchling turtles. Journal of Herpetology 33(4): 536-543.
- Packard, G. C., M. J. Packard, K. Miller et T. J. Boardman. 1987. Influence of moisture, temperature, and substrate on Snapping Turtle eggs and embryos. Ecology 68(4): 983-993.

- Parren, S. G. et M. A. Rice. 2004. Terrestrial overwintering of hatchling turtles in Vermont nests. *Northeastern Naturalist* 11(2): 229-233.
- Passmore, H. L. et R. J. Brooks. 1997. Effects of geographic origin and incubation temperature on hatchling Snapping Turtles, *Chelydra serpentina*: Implications for turtle conservation practices across the species' range. *Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference*, pages 195-202.
- Petokas, P. J. et M. M. Alexander. 1980. The nesting of *Chelydra serpentina* in northern New York. *Journal of Herpetology* 14(3) : 239-244.
- Pettit, K. E., C. A. Bishop et R. J. Brooks. 1995. Home range and movements of the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina serpentina*, in a coastal wetland of Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada. *Canadian Field-Naturalist* 109(2) : 192-200.
- Puky, M. 2003. Amphibian mitigation measures in Central-Europe. Pages 413-429. Dans : Irwin, C. L., P. Garrett et K. P. McDermott (éditeurs). 2003. *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*, (Chap. 11: Wildlife impacts – Herpetiles), Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, N. C.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132(5): 652-661.
- Quinn, N. W. S. et D. P. Tate. 1991. Seasonal movements and habitat of wood turtles (*Clemmys insculpta*) in Algonquin Park, Canada. *Journal of Herpetology* 25: 217-220.
- Ream, C. et R. Ream. 1966. The influence of sampling methods on the estimation of population structures in painted turtles. *The American Midland Naturalist* 75: 325-338.
- Reed, R. N. et J. W. Gibbons. 2002. Conservation status of live U.S. nonmarine turtles in domestic and international trade. Rapport présenté aux: U.S. Department of the Interior et U.S Fish and Wildlife Service, 92 pages.
- Reese, D. A. et H. H. Welsh Jr. 1998. Comparative demography of *Clemmys marmorata* populations in the Trinity River of California in the context of dam-induced alterations. *Journal of Herpetology* 32(4): 505-515.
- Reh, W. et A. Seitz. 1990. The influence of land use on the genetic structure of populations of the Common Frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation* 54: 239-249.
- Rhen, T. et J. W. Lang. 1995. Phenotypic plasticity for growth in the Common Snapping Turtle: effects of incubation temperature, clutch, and their interaction. *The American Naturalist* 146(5): 726-747.
- Roberts, D. 2000. Red-sided Garter Snake mortality on PTH#17 at Narcisse WMA. www.carcnet.ca/english/snake_mortality.html

- Robinson, C. et J. R. Bider. 1988. Nesting synchrony – A strategy to decrease predation of Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) nests. *Journal of Herpetology* 22(4): 470-473.
- Robitaille, A. et J.-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec, Sainte-Foy, Québec, 213 pages + carte.
- Rosen, P. C. et C. H. Lowe. 1994. Highway mortality of snakes in the Sonoran desert of southern Arizona. *Biological Conservation* 68: 143-148.
- Ross, D. A. et R. K. Anderson. 1990. Habitat use, movements, and nesting of *Emydoidea blandingi* in Central Wisconsin. *Journal of Herpetology* 24(1): 6-12.
- Rowe, J. W. et E. O. Moll. 1991. A radiotelemetric study of activity and movements of the Blanding's Turtle (*Emydoidea blandingi*) in Northeastern Illinois. *Journal of Herpetology* 25(2): 178-185.
- Rubin, C. S., R. E. Warner, J. L. Bouzat et K. N. Paige. 2001. Population genetic structure of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in an urban landscape. *Biological Conservation* 99: 323-330.
- Russell, K. R., H. G. Hanlin, T. B. Wigley et D. C. Gynn Jr. 2002. Responses of isolated wetland herpetofauna to upland forest management. *Journal of Wildlife Management* 66(3): 603-617.
- Saucier, J.-P., J.-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^{ième} version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. *L'Aubelle* 124: 1-12 (supplément).
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs et C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Schwarzkopft, L. et R. J. Brooks. 1987. Nest-site selection and offspring sex ratio in Painted Turtles, *Chrysemys picta*. *Copeia* 1987(1): 55-61.
- Scott, T. G. 1938. Wildlife mortality on Iowa Highways. *The American Midland Naturalist* 20: 527-539.
- Scribner, K. T., J. E. Evans, S. J. Morreale, M. H. Smith et J. W. Gibbons. 1986. Genetic divergence among populations of the Yellow-bellied Slider Turtle (*Pseudemys scripta*) separated by aquatic and terrestrial habitats. *Copeia* 1986(3) : 691-700.
- Seigel, R. A. 1986. Ecology and conservation of an endangered rattlesnake, *Sistrurus catenatus*, in Missouri, USA. *Biological Conservation* 35 : 333-346.
- Seigel, R. A. et C. K. Dodd Jr. 2000. Manipulation of turtle populations for conservation. Dans: Klemens, M. W. (édité par). 2000. *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington et London, É.-U., pages 218-238.

- Semlitsch, R. D. et J. R. Bodie. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17: 1219-1228.
- Sexton, O. J. 1959. Spatial and temporal movements of a population of the Painted Turtle, *Chrysemys picta marginata* (Agassiz). *Ecological Monographs* 29(2): 113-140.
- Shine, R. 1980. "Costs" of reproduction in reptiles. *Oecologia* 46: 92-100.
- Snow, J. E. 1982. Predation on painted turtle nests: nest survival as a function of nest age. *Canadian Journal of Zoology* 60: 3290-3292.
- Standing, K. L., T. B. Herman et I. P. Morrison. 1999. Nesting ecology of Blanding's turtle (*Emydoidea blandingii*) in Nova Scotia, the northeastern limit of the specie's range. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1609-1614.
- Standing, K. L., T. B. Herman, M. Shallow, T. Power et I. P. Morrison. 2000. Results of the nest protection program for Blanding's Turtle in Kejimikujik National Park, Canada: 1987-1997.
- Steen, D. A. et J. P. Gibbs. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 1143-1148.
- St-Hilaire, D. 2003. Rapport sur la situation de la Tortue mouchetée (*Emydoidea blandingii*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Hull, 26 pages.
- Stone, P. A., J. B. Hauge, A. F. Scott, C. Guyer et J. L. Dobie. 1993. Temporal changes in two turtle assemblages. *Journal of Herpetology* 27(1): 13-23.
- Stoner, D. 1925. The toll of the automobile. *Science* 61: 56-57.
- Stoner, D. 1936. Wildlife casualties on the highways. *The Wilson Bulletin* 48: 276-283.
- Storey, K. B., J. M. Storey, S. P. J. Brooks, T. A. Churchill et R. J. Brooks. 1988. Hatchling turtles survive freezing during winter hibernation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 85: 8350-8354.
- Strang, C. A. 1983. Spatial and temporal activity patterns in two terrestrial turtles. *Journal of Herpetology* 17(1): 43-47.
- Swihart, R. K. et N. A. Slade. 1984. Road crossing in *Sigmodon hispidus* and *Microtus ochrogaster*. *Journal of Mammalogy* 65(2): 357-360.
- Tardif, B., G. Lavoie et Y. Lachance. 2005. Atlas de la biodiversité du Québec; les espèces menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec, 60 pages.

- Taylor, G. M. et E. Nol. 1989. Movements and hibernation sites of overwintering painted turtles in southern Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1877-1881.
- Temple, S. A. 1987. Predation on turtle nests increases near ecological edges. *Copeia* 1987(1): 250-252.
- Tessier, N. et F.-J. Lapointe. 2004. Aménagements de sites de ponte pour plusieurs espèces de tortues d'eau douce sur la rivière des Outaouais. Université de Montréal, Département de sciences biologiques. Rapport présenté à la Fondation de la Faune du Québec, Montréal, 25 pages + 2 annexes.
- Tinkle, D. W. 1958. Experiments with censusing of southern turtle populations. *Herpetologica* 14(No?): 172-175.
- Tinkle, D. W. 1961. Geographic variation in reproduction, size, sex ratio and maturity of *Sternotherus odoratus* (Testudinata: Chelydridae). *Ecology* 42(1): 68-76.
- Tinkle, D. W., J. D. Congdon et P. C. Rosen. 1981. Nesting frequency and success: implications for the demography of Painted Turtles. *Ecology* 62(6): 1426-1432.
- Toner, G. C. 1940. Delayed hatching in the Snapping Turtle. *Copeia* 1940(4): 265.
- Trombulak, S. C. et C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30.
- Tuberville, T. D., J. W. Gibbons et J. L. Greene. 1996. Invasion of new aquatic habitats by male freshwater turtles. *Copeia* 1996(3): 713-715.
- Tucker, A. D., J. W. Gibbons et J. L. Greene. 2001. Estimates of adult survival and migration for diamondback terrapins: conservation insight from local extirpation within a metapopulation. *Canadian Journal of Zoology* 79: 2199-2209.
- Tucker, J. K. et F. J. Janzen. 1999. Size-biased mortality due to predation in a nesting freshwater turtle, *Trachemys scripta*. *The American Midland Naturalist* 141: 198-203.
- Turner, F. B., P. A. Medica et C. L. Lyons. 1984. Reproduction and survival of the Desert Tortoise (*Scaptochelys agassizii*) in Ivanpah Valley, California. *Copeia* 1984(4): 811-820.
- Turtle S.H.E.L.L. Tortue. 2005. www.turtleshellortue.org
- US Department of Transportation. 2006. Keeping it simple: easy ways to help wildlife along roads. www.fhwa.dot.gov/environment/wildlifeprotection
- van der Zee, F. F., J. Wiertz, C. J. F. Ter Braak, R. C. van Apeldoorn et J. Vink. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.

- van Gelder, J. J. 1973. A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo* L. *Oecologia* 13: 93-95.
- von Seckendorff Hoff, K. et R. W. Marlow. 1997. Highways and roads are population sinks for desert tortoises. Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, page 482.
- Vogt, R. C. et J. J. Bull. 1984. Ecology of hatchling sex ratio in Map Turtles. *Ecology* 65(2): 582-587.
- Vogt, R. C. et J.-L. V. Benitez. 1997. Species abundance and biomass distributions in freshwater turtles. Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, pages 210-218.
- Walde, A. D. 1998. Ecology of the Wood Turtle, *Clemmys insculpta*, Québec, Canada. Thèse de Maîtrise, Faculty of Graduate Studies and Research, Department of Natural Resources Sciences, Université McGill, Montréal, 95 pages.
- Walde, A. D., J. R. Bider, C. Daigle, D. Masse, J.-C. Bourgeois, J. Jutras et R. D. Titman. 2003. Ecological aspects of a Wood Turtle, *Glyptemys insculpta*, population at the Northern limit of its range in Québec. *Canadian Field-Naturalist* 117(3): 377-388.
- Whillans, T. H. et E. J. Crossman. 1977. Morphological parameters and spring activities in a Central Ontario population of Midland Painted Turtles, *Chrysemys picta mariginata*. *Canadian Field-Naturalist* 91(1) : 47-57.
- White, J. B. et G. G. Murphy. 1973. The reproductive cycle and sexual dimorphism of the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina serpentina*. *Herpetologica* 29: 240-246.
- Wilcox, B. A. et D. D. Murphy. 1985. *The American Naturalist* 125: 879-887.
- Wilbur, H. M. 1975. The evolutionary and mathematical demography of the turtle *Chrysemys picta*. *Ecology* 56: 64-77.
- Wilhoft, D. C., M. G. Del Baglivo et M. D. Del Baglivo. 1979. Observations on mammalian predation of Snapping Turtle nests (Reptilia, Testudines, Chelydridae). *Journal of Herpetology* 13(4) : 435-438.
- Wilhoft, D. C., E. Hotaling et P. Franks. 1983. Effects of temperature on sex determination in embryos of the Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*. *Journal of Herpetology* 17(1) : 38-42.
- Willette, D. A.S., J. K. Tucker et F. J. Janzen. 2005. Linking climate and physiology at the population level for a key life-history stage of turtles. *Canadian Journal of Zoology* 83: 845-850.

- Williams, E. C. Jr et W. S. Parker. 1987. A long-term study of a Box Turtle (*Terrapene carolina*) population at Allee Memorial Woods, Indiana, with emphasis on survivorship. *Herpetologica* 43(3): 328-335.
- Wood, R. C. et R. Herlands. 1997. Turtles and tires: The impacts of roadkills on Northern Diamondback Terrapin, *Malaclemys terrapin terrapin*, populations on the Cape May peninsula, Southern New Jersey, USA. Proceedings: Conservation, Restoration, and Management of Tortoises and Turtles – An international conference, pages 46-53.
- Yahner, R. H. et C. G. Mahan. 1997. Effects of logging roads on depredation of artificial ground nests in a forested landscape. *Wildlife Society Bulletin* 25(1) : 158-162.
- Yntema, C. L. 1970. Observations on females and eggs of the Common Snapping Turtle, *Chelydra serpentina*. *The American Midland Naturalist* 84(1) : 69-76.
- Yntema, C. L. 1976. Effects of incubation temperatures on sexual differentiation in the turtle, *Chelydra serpentina*. *Journal of Morphology* 150 : 453-462.
- Yntema, C. L. 1978. Incubation times for eggs of the turtle *Chelydra serpentina* (Testudines : Chelydridae) at various temperatures. *Herpetologica* 34(3) : 274-277.
- Yntema, C. L. 1979. Temperature levels and periods of sex determination during incubation of eggs of *Chelydra serpentina*. *Journal of Morphology* 159 : 17-28.

Fiche de terrain standardisée pour la prise de données sur les tortues

Fiche de donnée des tortues pour marquage-recapture et génétique

Date : 22 mai 04 Heure : 12h05 à _____

Site no : 2 Nom : Campbell's bay

Observateurs : J.F.D, JB, M.O, S.McL, BR

Météo Couvert nuageux 100 % T°(air) : 15.5 °C T°(eau) : 17 °C
 Pluie Notes : _____

Méthode : Filet Main Verveux Observation Autre : _____
 Nouvelle capture Recapture Code : (voir dessin) 2-001

Échantillon génétique ? Oui Non # 2-001
ongle

GPS : 45 ° 44 ' 17.6 " N 76 ° 35 ' 33.6 " O NAD 83
 Lieu précis capture : À l'Est de l'étang, près de l'émissaire

Espèce : TORTUE PEINTE
CHRYSEMYS PICTA

Sexe : Mâle Femelle Inconnu
 Stade : Adulte Immature Bébé

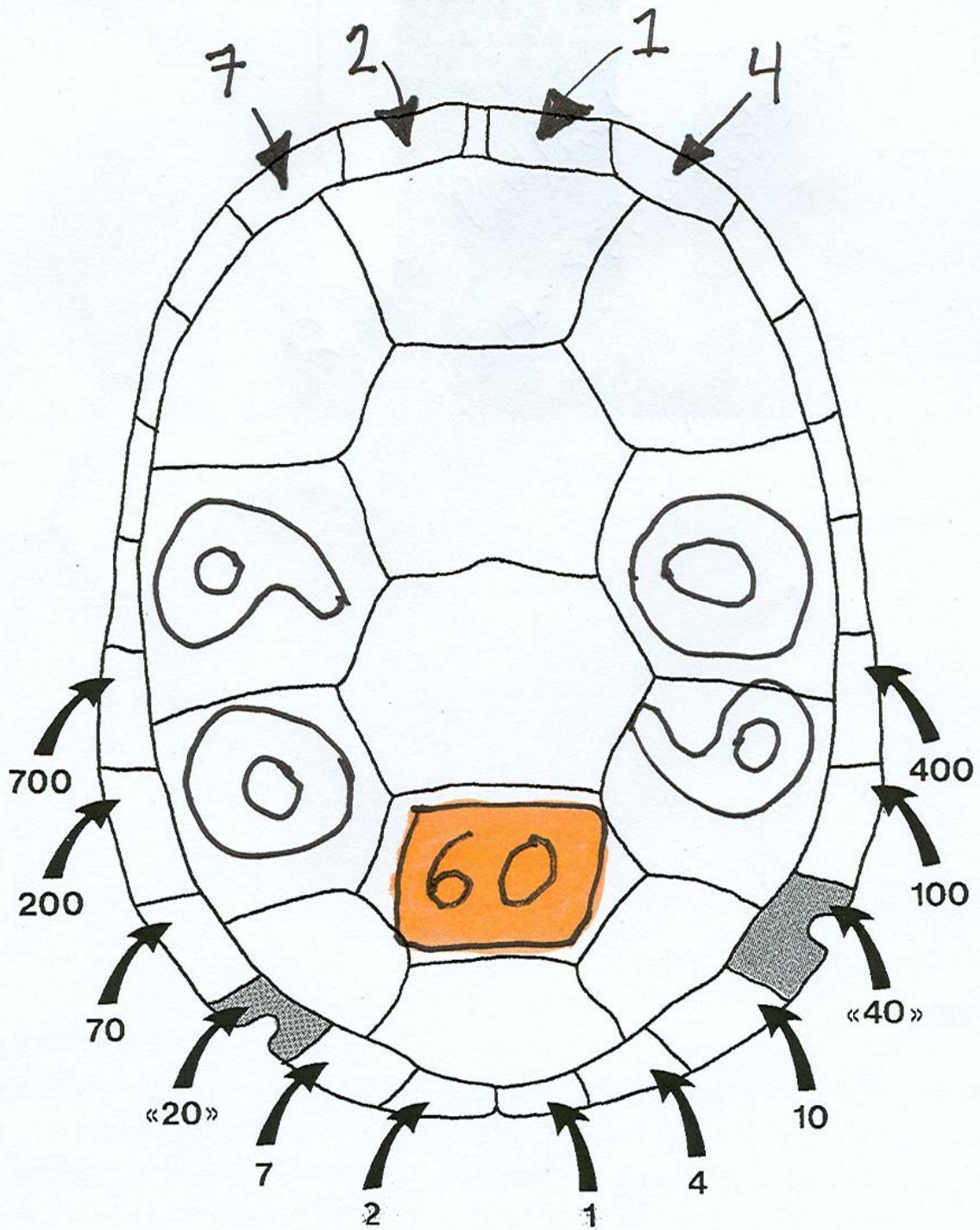
Carapace Longueur : 138 mm Largeur : 102 mm
 Plastron Longueur : 129 mm Largeur : Haut: 65 Bas: 60 mm
 Poids : 380 g Âge estimé : Pas de marques

Blessures ? (mettre sur dessin) : _____

Notes : _____

Schéma d'une dossière de tortue montrant le code numérique utilisé pour le marquage

(un ruban orange était également collé à l'arrière de la dossière et le numéro était peint en blanc sur chacun des côtés)



Fiche de terrain recto-verso utilisée pour le suivi des sites de pont

