



Office National
de la Chasse
et de la Faune Sauvage

Connaissance des facteurs influençant la biodiversité des étangs piscicoles : quelques principes de gestion issus des travaux de l'ONCFS





Office National
de la Chasse
et de la Faune Sauvage

Connaissance des facteurs influençant la biodiversité des étangs piscicoles :

quelques principes
de gestion issus des
travaux de l'ONCFS

Auteurs :

Sylvain Richier et Joël Broyer

Remerciements :

Les auteurs tiennent à remercier l'ensemble des propriétaires et gestionnaires d'étangs, les personnels de l'ONCFS et les partenaires techniques et financiers qui ont contribué aux travaux dont les résultats sont présentés dans ce document (et tout particulièrement les fédérations départementales des chasseurs de l'Indre, du Jura, du Loir-et-Cher, de la Loire, du Loiret et de la Saône-et-Loire).

Merci aux relecteurs :

Blandine Guillemot (ONCFS, DIR Nord-Est), Caroline Le Goff (ONCFS, DIR Bourgogne – Franche-Comté), Paul Monin (ONCFS, DIR Nord-Est), Simone Saillant (ONCFS, DIR Centre – Île-de-France), Erwan Blottière (ONCFS, DIR Centre – Île-de-France) ; Emmanuelle Sarat (Union internationale pour la conservation de la nature, UICN) et Alain Dutartre (hydrobiologiste indépendant) pour le chapitre sur les espèces exotiques envahissantes.

Merci également aux photographes et en particulier à Maurice Benmergui pour avoir fourni la majeure partie des illustrations.

Référence bibliographique :

Richier S. & Broyer J. (2014). Connaissances des facteurs influençant la biodiversité des étangs piscicoles : quelques principes de gestion issus des travaux de l'ONCFS. ONCFS, pôle « étangs continentaux », 60 p.

INTRODUCTION**6****1 LES HABITATS DE LA FAUNE ET DE LA FLORE DES ÉTANGS****9****1.1 La végétation aquatique****10**

1.1.1 Relations entre la végétation aquatique et l'avifaune nicheuse

10

1.1.2 Relations entre la végétation aquatique et les invertébrés

15

1.1.3 Relations végétation aquatique-invertébrés-anatidés

18

1.2 Le sédiment**20**

1.2.1 Relation entre les invertébrés du sédiment et les canards plongeurs

20

1.3 Les vasières**21**

1.3.1 Relations vasières-flore

21

1.3.2 Relations vasières-avifaune nicheuse

22

1.4 Les habitats périphériques**22**

1.4.1 Habitats prairiaux : leur importance pour la nidification des canards de surface

22

1.4.2 La nidification du Vanneau huppé dans les cultures de printemps en Dombes, un piège écologique

25

À retenir : les principaux facteurs influençant la biodiversité des étangs

26

2 LES CONDITIONS NÉCESSAIRES À LA PRÉSENCE ET À LA PRÉSERVATION DES HABITATS DE LA FAUNE ET DE LA FLORE DES ÉTANGS**27****2.1 Le profil des berges (en pente douce)****28****2.2 La gestion de la végétation aquatique****28****2.3 La pratique de l'assec****29**

2.3.1 L'intérêt de l'assec pour le développement de la végétation aquatique

30

2.3.2 Les modes de gestion de l'assec en Dombes induisent une forte variabilité de la présence des vasières

30

2.3.3 L'assec, une pratique bénéfique pour les invertébrés du sédiment ?

31

2.4 Une herbivorie limitée**31**

2.4.1 Un impact majeur et multiple du Ragondin sur la végétation aquatique

31

2.4.2 L'impact significatif du Cygne tuberculé sur les herbiers dans le contexte de la Dombes

32

2.5 La qualité physico-chimique du sédiment et la transparence de l'eau favorables aux herbiers aquatiques**32****2.6 La biomasse en cyprinidés****33**

2.6.1 Influence de l'augmentation de la biomasse piscicole sur les herbiers aquatiques et ses conséquences sur l'avifaune

33

2.6.2 La végétation aquatique joue-t-elle un rôle de protection des invertébrés vis-à-vis de la prédation des carpes ?

34

2.6.3 L'augmentation de la biomasse piscicole peut induire une concurrence trophique entre poissons et canards nicheurs

34

2.7 Le contexte trophique**35**

2.7.1 L'influence de la fertilisation sur les invertébrés et sur la reproduction des canards plongeurs

35

2.7.2 Le probable impact des amendements et de la fertilisation sur la flore aquatique

36

2.8 La qualité de l'eau du bassin versant**36****2.9 Une agriculture riveraine qui permet la présence d'habitats en périphérie des étangs****37**

2.10 La présence d'espèces exotiques envahissantes susceptibles de causer de forts déséquilibres écologiques sur les étangs	38
2.10.1 L'exemple des Jussies [27], de l'Écrevisse de Louisiane [7] et de la Grenouille taureau [8]	38
À retenir : les principales conditions nécessaires à la présence et à la préservation des habitats de la faune et de la flore des étangs	39
2.11 La pérennité du gestionnaire, condition indispensable à celle de l'écosystème	40
3 LES ACTEURS DE LA GESTION DES ÉTANGS ET LEUR RÔLE DANS LA PRÉSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ	42
3.1 Le pisciculteur	43
3.2 Le chasseur	45
3.3 L'agriculteur	46
4 CONCLUSION	47
5 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES DE L'ONCFS SUR L'ÉCOSYSTÈME « ÉTANG PISCICOLE »	49
6 AUTRES RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES (CITÉES DANS LES PUBLICATIONS DE L'ONCFS OU DANS CE DOCUMENT)	53
7 ANNEXE	59

L'ONCFS et les étangs : du suivi des anatidés nicheurs à la structuration d'un pôle de compétence national sur les étangs

Dans le cadre de ses missions de connaissance et de gestion de la faune sauvage et de ses habitats, l'ONCFS s'intéresse aux étangs en raison de leur importance pour l'accueil des oiseaux d'eau et plus généralement pour leur rôle de réservoir de biodiversité. De nombreux travaux de recherche et développement ont été menés depuis une vingtaine d'années, visant à définir, en concertation avec les gestionnaires, des modèles permettant de maintenir l'équilibre entre les activités humaines (pisciculture, chasse, agriculture) et la préservation de l'écosystème.

En 1987, les premiers travaux sur la reproduction des anatidés des étangs de la Dombes cherchent à expliquer la chute dramatique des densités (Broyer, Tournier, et Fournier, 1987a). Ils concluent que l'évolution dans les années 1970 des pratiques agricoles en est probablement la cause première et qu'il doit être possible de compenser partiellement les altérations subies par l'écosystème dombiste à condition de respecter deux principes d'actions : « *La connaissance des mécanismes en jeu, et un souci constant de l'expérience en grande nature, impliquant des suivis rigoureux ; la responsabilisation des gestionnaires d'étangs et des chasseurs* » (Broyer *et al.*, 1987b).

Ces deux principes seront au cœur des programmes de recherche et développement mis ensuite en œuvre par l'ONCFS sur l'écosystème « étang continental ». En Dombes, l'ONCFS mène ainsi dans les années 1990 deux programmes européens (ACNAT (1994-1995) et LIFE (1995-1997)) avec la volonté d'intégrer la fonction écologique de l'étang au cœur-même des opérations de gestion réalisées par les usagers ou les propriétaires. Plus de 250 conventions de gestion en faveur des habitats des oiseaux nicheurs sont alors mises en œuvre (Broyer, 1995 ; Broyer, 1997). À cette période (fin 1993) au niveau national, le ministère de l'Environnement et l'ONCFS proposent de réunir un groupe « Étangs piscicoles » avec les opérateurs des différents programmes communautaires, afin d'échanger les expériences engagées dans ces régions, et d'étudier les moyens d'intervenir sur cette catégorie de zones humides distincte et spécifique [73].

Le suivi de la reproduction des anatidés est ensuite progressivement développé dans d'autres régions d'étangs (Brenne, Bresse, Forez, Champagne humide, Sologne), le plus souvent en partenariat avec les fédérations départementales des chasseurs (Indre, Jura, Loire, Loir-et-Cher et Loiret), puis complété parfois par d'autres indicateurs de biodiversité pour disposer d'une connaissance scientifique élargie : influence de la gestion piscicole sur la biodiversité, rôle écologique des faciès de végétation aquatique ou encore importance des prairies en périphérie des étangs. L'impact des espèces dites « à problèmes » (Ragondin, Cygne tuberculé, oiseaux piscivores, Corneille noire) a également figuré parmi les thèmes de recherche de l'ONCFS. L'ensemble de cette expérience permet aujourd'hui à l'ONCFS d'assurer le suivi scientifique du site Natura 2000 de la Dombes.

Parallèlement, l'établissement s'est impliqué dans la gestion de plusieurs étangs piscicoles dans différentes régions : l'étang de Malzoné, réserve de chasse et de faune sauvage en Sologne, co-géré avec la Fédération des chasseurs du Loir-et-Cher de 1977 à 2012 (Barbier et Lett, 2001, Barbier *et al.*, 2008) et l'étang de la Horre jusqu'en 2014, le plus grand étang piscicole vidangeable de Champagne humide au statut de réserve naturelle nationale (Mouronval, 2005). L'ONCFS gère actuellement l'étang du Grand Birieux, un des plus grands étangs de Dombes (90 ha) ainsi que les étangs d'Outines et d'Arrigny, parties intégrantes de la réserve nationale de chasse et de faune sauvage du lac du Der-Chantecoq (Mouronval, 1996 ; Mouronval, 1997 ; Brault, 2005 ; Lefèbvre, 2005) en Champagne humide.

Dans le cadre de son contrat d'objectifs, l'ONCFS a eu la volonté de fédérer l'ensemble de ses compétences à travers la mise en œuvre de pôles thématiques sur les habitats. Le pôle « étangs continentaux », impliquant plusieurs directions opérationnelles et délégations interrégionales de l'établissement, est créé en 2011. Il s'intéresse prioritairement aux étangs des grandes régions historiquement piscicoles en France : Brenne, Bresse, Dombes, Forez, Champagne humide, Sologne (les lagunes méditerranéennes, les réservoirs, les gravières, les mares qui constituent des thématiques distinctes dont certaines font déjà l'objet de programmes spécifiques ne sont pas prises en compte).

L'objectif du pôle « étangs continentaux » est d'établir, par la recherche et l'expérimentation, des références techniques sur la gestion des étangs (génie écologique, gestion piscicole...) qui ont ensuite vocation à être transférées auprès des gestionnaires et intégrés dans les politiques publiques. La validation et la promotion des modes de gestion favorables à la biodiversité sont actuellement au cœur des projets du pôle dans plusieurs régions d'étangs piscicoles.

- Dombes : programme expérimental de restauration écologique des étangs dans le bassin versant du Grand Birieux en collaboration avec les acteurs locaux, de nombreux partenaires techniques (ISARA, IRSTEA, INRA, Chambre d'agriculture) et financiers (région Rhône-Alpes, Conseil général, État, etc.).
- Bresse : caractérisation de l'état écologique des étangs de la région et opération expérimentale « gestion de la végétation ligneuse » (partenariat FDC du Jura – FDC de la Saône-et-Loire – ONCFS).
- Sologne : étude de l'impact sur l'écosystème de la déprise piscicole et du rôle alternatif d'une chasse durable.
- Forez : opération expérimentale « étangs et prairies » et étude de l'impact de la déprise piscicole (partenariat FDC 42 – ONCFS).
- Champagne humide : évaluation écologique des étangs d'Outines et d'Arrigny.

▼ *Vue aérienne des étangs de la Dombes*

INTRODUCTION

L'importance patrimoniale et les enjeux de l'écosystème « étang continental »

Les complexes d'étangs piscicoles constituent des réservoirs majeurs de biodiversité en Europe. Leurs capacités d'accueil pour les oiseaux à diverses phases de leur cycle annuel sont largement reconnues [15, 86, 11], (Lutz, 2001). Ils sont aussi des habitats de première importance pour les amphibiens [46], les invertébrés aquatiques [60, 14], ou pour une flore rare et vulnérable [106, 94, 41], (Broyer *et al.*, 1997). Suite à la régression généralisée des zones humides, les étangs sont souvent les derniers habitats de ces espèces, renforçant ainsi leur importance patrimoniale.

Cet enjeu de conservation est de plus en plus pris en compte par les politiques publiques à travers l'existence du plan national zones humides, la désignation de sites Natura 2000, la présence de réserves naturelles, de parc naturels régionaux ou encore par leur reconnaissance internationale (sites Ramsar de Brenne et de Champagne humide). Pourtant, les signes d'une dégradation de l'état de plusieurs régions d'étangs françaises sont observés depuis quelques années. En Dombes, diminution drastique de la reproduction des anatidés (Broyer, 2000), de la Guifette moustac (Benmergui & Broyer, 2005) ; en Sologne, disparition d'espèces d'oiseaux nicheurs liées aux roselières [58] ; en Brenne, diminution de la reproduction des anatidés (Broyer, en cours), etc.

L'écosystème « étang » est d'essence artificielle, créé pour la production piscicole. La biodiversité exceptionnelle qui y est observée est le fruit d'un équilibre entre une gestion traditionnelle et le potentiel naturel de chaque étang. Le contexte économique difficile que connaît la filière piscicole d'étangs depuis de nombreuses années contraint de plus en plus les gestionnaires à modifier cet équilibre au détriment de la biodiversité, soit dans le sens d'une productivité piscicole accrue ou au contraire vers un abandon de la pisciculture relayée parfois par des activités plus rémunératrices (chasse, pêche, loisirs, etc.). Les milieux agricoles adjacents connaissent souvent une évolution similaire qui se traduit par l'abandon des prairies ou leur transformation en cultures intensives aux conséquences néfastes pour l'écosystème aquatique. L'apparition ou le développement relativement récent d'espèces pouvant causer des déséquilibres écologiques ne fait qu'accentuer ce phénomène de dégradation des étangs (espèces exotiques envahissantes comme le Ragondin ou les jussies, espèces potentiellement prédatrices comme le Grand Cormoran ou le Cygne tuberculé).

Toutes ces évolutions rendent aujourd'hui probablement illusoire le maintien de l'état d'équilibre originel spontané et nécessitent la définition de nouveaux modèles de gestion volontaristes qui intègrent les options de l'ensemble des acteurs

concernés : les pisciculteurs qui adhèrent aux principes d'une aquaculture durable, source de biodiversité ; les chasseurs convaincus que les étangs biologiquement les plus riches ont aussi le meilleur rendement cynégétique ; les agriculteurs riverains concernés par l'influence de leur activité sur la qualité des étangs ; et les environnementalistes, conscients que la bonne gestion des milliers d'étangs que l'on peut compter sur le territoire national ne peut être assurée par les seules organisations environnementales spécialisées, qu'elles soient gouvernementales ou non gouvernementales. Elle intéressera aussi divers aspects des politiques publiques en cours de mise en œuvre et au premier chef, celles qui découlent des directives européennes : Directive Oiseaux, Directive Habitats et Directive cadre sur l'eau.

L'écosystème « étang continental » est très complexe et des pans entiers de son fonctionnement sont encore méconnus. La diversité des habitats et des espèces induit de nombreuses interactions qu'il s'agit d'identifier et de comprendre pour mettre en évidence le rôle de chaque « compartiment ». La variabilité des pratiques de gestion d'un étang à l'autre et entre les grandes régions d'étangs augmente encore cette complexité et oblige à généraliser avec prudence les enseignements obtenus localement. Pour mettre en œuvre de « nouveaux » modèles de gestion, seule l'acquisition patiente d'une connaissance fine des mécanismes en jeu pourra produire des références techniques opérationnelles.

L'exploration du fonctionnement de l'écosystème « étang continental »

L'ONCFS a choisi d'étudier l'influence sur la biodiversité des pratiques de gestion et des diverses caractéristiques des étangs (ceintures de végétation, physico-chimie du sédiment, etc.) à partir d'échantillons d'étangs suffisamment importants pour rechercher l'existence de seuils sur les variables descriptives des étangs. Ces seuils ont vocation à devenir des repères opérationnels pour les gestionnaires et pour les politiques publiques visant au maintien de la biodiversité des étangs. Cela nécessite de s'affranchir au préalable des effets connus de divers paramètres physiques (surface, dispersion spatiale des plans d'eau, etc.) sur lesquels on ne peut raisonnablement pas intervenir.

Mesurer, décrire la biodiversité des étangs implique l'utilisation d'indicateurs qui rendent compte au mieux de la diversité des interactions « espèce-habitat-gestion ». Les anatidés nicheurs ont été retenus initialement (*voir préambule sur le pôle étangs continentaux*). Ils sont encore l'indicateur majeur (mais non exclusif) utilisé par l'ONCFS pour l'étude de l'écosystème « étang continental ». Les canards présentent en effet un double intérêt. Le suivi de leur reproduction constitue un des meilleurs indicateurs de l'état de l'écosystème aquatique (par leurs exigences écologiques en termes d'alimentation et de nidification. Et leur poids

socio-économique facilite l'adhésion des gestionnaires aux pratiques favorables à la biodiversité. Afin de prendre en compte la biodiversité des étangs dans sa globalité, une série d'indicateurs complémentaires ont progressivement été sélectionnés : richesse spécifique de l'avifaune nicheuse et de la flore protégée, richesse taxonomique et biomasse des invertébrés des herbiers et du sédiment, suivi de populations ou étude particulière de l'habitat d'espèces d'oiseaux et d'odonates patrimoniales ou remarquables (Guifette moustac, Héron pourpré, Vanneau huppé, Leucorrhine à gros thorax).

Ces indicateurs ont été utilisés pour répondre à des questions de gestion bien précises (exemple : quelle est l'influence de l'intensification des pratiques piscicoles sur la biodiversité ?). Parallèlement, le suivi à long terme des anatidés nicheurs dans plusieurs régions d'étangs ou le suivi plus détaillé du site Natura 2000 de la Dombes permettent de détecter des modifications parfois profondes du fonctionnement de l'écosystème et de son environnement. Les informations obtenues, souvent inédites, apportent une aide précieuse pour orienter les questions de recherche et les préconisations de gestion.

Dans sa démarche, l'ONCFS s'est principalement intéressé à la période printemps-été pour son importance primordiale pour la biodiversité dans son ensemble (reproduction des oiseaux et des invertébrés, développement de la végétation et de la flore), considérant que la plupart des facteurs influençant l'habitat à cette saison ont également des effets bénéfiques sur la période hivernale. Cette démarche s'inscrit de ce fait dans l'objectif de l'ONCFS de faire progresser la chasse en cherchant à impliquer le chasseur dans la gestion de l'habitat pendant la saison de reproduction.

De l'utilité d'une synthèse des connaissances de l'ONCFS

La gestion d'un écosystème aussi complexe que celui de l'étang piscicole suscite de nombreuses questions pour l'usager ou le propriétaire conscient de l'importance de prendre en compte les exigences de la biodiversité dans ses pratiques. Par exemple, quelle surface minimale doit avoir une roselière pour optimiser l'accueil des oiseaux d'eau ? Jusqu'à quel seuil le chargement piscicole est-il compatible avec la biodiversité ? Quelle serait la fréquence optimale d'assec pour le bon fonctionnement écologique de l'étang ?

Plusieurs documents pédagogiques existants rassemblent les connaissances acquises à l'usage des gestionnaires des étangs (ONCFS, 1998), [117, 35, 75, 97, 91]. Toutefois, ces divers documents n'intègrent pas les résultats des recherches conduites depuis une douzaine d'années par l'ONCFS dans plusieurs régions

d'étangs et laisse en suspens un certain nombre de questions que peuvent se poser les gestionnaires confrontés à l'évolution actuelle des pratiques.

Il était donc nécessaire de réaliser une compilation des résultats d'études de l'ONCFS, avec un triple objectif :

- rassembler et synthétiser les connaissances scientifiques et l'expérience acquises par l'ONCFS sur son cœur de métier « faune sauvage-habitat » ;
- proposer les grandes lignes d'orientations de gestion qui en résultent ;
- contribuer à l'identification des pistes de recherche et d'expérimentation prioritaires pour les prochaines années.

La synthèse des connaissances sur le fonctionnement d'un écosystème aussi complexe que celui de l'étang continental est rendue difficile par la multiplicité et l'inter-dépendance des facteurs environnementaux naturels et anthropiques. Nous avons privilégié la pédagogie en faisant le choix de présenter d'abord l'influence de ces facteurs sur les indicateurs de biodiversité avant de traiter des conditions nécessaires à la présence et à la préservation des habitats. Ces relations sont présentées le plus souvent deux à deux (végétation-avifaune, végétation-invertébrés, avifaune-invertébrés, etc.) mais chaque fois que les résultats l'ont permis, nous nous sommes attachés à rendre compte des effets plus complexes d'interactions entre plusieurs facteurs. L'utilisation de graphiques permet d'illustrer plus aisément les relations entre variables dont le rôle a été préalablement mis en évidence par des modèles statistiques.

Nous avons ensuite dans la troisième partie traité du rôle des trois principaux acteurs de la gestion des étangs (le pisciculteur, le chasseur et l'agriculteur) dans le maintien de l'équilibre dynamique de l'écosystème. Enfin, en abordant le rôle essentiel de l'écologue, le document conclut sur les principaux enseignements des connaissances présentées.

▼ *Vue aérienne sur la végétation aquatique d'un étang*

LES HABITATS DE LA FAUNE ET DE LA FLORE DES ÉTANGS

1

Les habitats de la faune et de la flore des étangs

Les « étangs continentaux » sont des plans d'eau peu profonds (inférieurs à deux mètres sur une bonne proportion de leur surface), dont les caractéristiques propres (profil de berge, gestion...) permettent le développement d'une mosaïque d'habitats (ceintures végétales, zones d'eau libre, vasières, etc.) favorable à la biodiversité. Les milieux terrestres environnants (prairies, jachères notamment) jouent également un rôle d'accueil important pour la faune des étangs.

Ce premier chapitre présente les connaissances acquises sur la relation des espèces avec certains traits essentiels de leur habitat : ceintures de végétation émergente et herbiers aquatiques, sédiment, vasières et habitats agricoles périphériques.

1.1 La végétation aquatique

Roseaux, joncs, ou carex constituent des ceintures de végétation qui apparaissent spontanément sur les berges en pente douce. Elles peuvent prendre la forme d'un massif compact en queue d'étang ou plus rarement en pleine eau sur un haut-fond.

Cette végétation joue un rôle majeur pour l'accueil des invertébrés aquatiques et de l'avifaune nicheuse en leur fournissant supports de reproduction, abris et alimentation tout au long de l'année. Les claières qui apparaissent parfois au sein de ces ceintures sont également favorables à la flore remarquable des rives exondées.

À distance des berges lorsque la hauteur d'eau approche ou dépasse le mètre peut apparaître au printemps sur certains étangs une végétation aquatique flottante ou immergée d'une surface parfois importante (nénuphars, potamots, etc.).

Ces herbiers aquatiques, fournisseurs de graines et d'abris pour les invertébrés, jouent un rôle important pour l'alimentation des oiseaux.

Certaines espèces les utilisent comme support pour leur nid (Grèbe à cou noir, Grèbe huppé, Guifette moustac).



▲ Roselière



▲ Jonchaie



▲ Herbier aquatique de Villarsie faux-nénuphar (Dombes)

La phase d'assec, période pendant laquelle un étang est maintenu vide, favorise le développement d'une végétation qui peut être bénéfique à la faune sauvage.

1.1.1 Relations entre la végétation aquatique et l'avifaune nicheuse

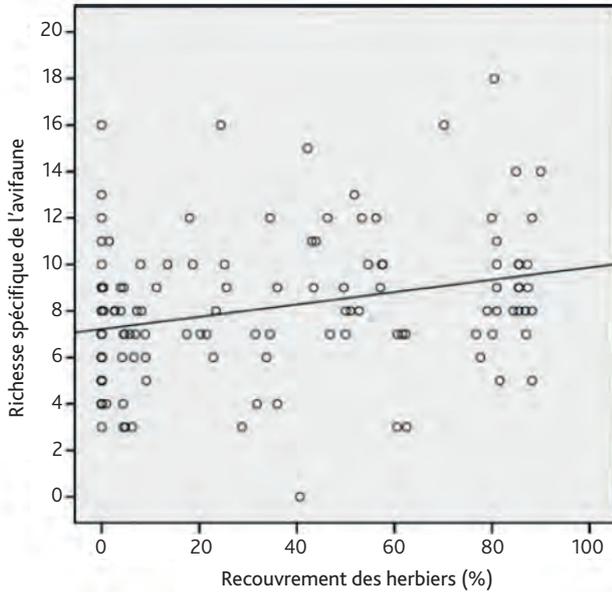
L'influence prépondérante de la surface des herbiers aquatiques et des roselières sur la richesse spécifique de l'avifaune nicheuse

D'après Broyer et Curtet (2002) et Broyer et Curtet (2012). *Par souci pédagogique, le terme « herbiers aquatiques » a été préféré dans ce document à celui de « macrophytes » utilisé dans les publications pour désigner les plantes totalement immergées (exemples : Najas sp., Chara sp., Ceratophyllum demersum) ou avec un feuillage flottant et/ou à l'inflorescence émergée (exemples : Potamogeton sp., Ranunculus peltatus, Myriophyllum spicatum). Sont incluses également quelques espèces hélophytes croissant parfois au milieu d'étendues d'eau comme Rorippa amphibia, Oenanthe aquatica, Glyceria fluitans, Alopecurus aequalis.*

La distribution de l'avifaune sur les étangs en période de reproduction dépend principalement des potentialités alimentaires et de la disponibilité en sites de nidification. L'étude de la relation entre la richesse spécifique de l'avifaune nicheuse et les principaux faciès de végétation réalisée sur un échantillon de 120 étangs de Dombes (Broyer et Curtet, 2012) montre que la richesse du peuplement d'oiseaux augmente en fonction du recouvrement des herbiers aquatiques (figure 1).

► **Figure 1**

Variation de la richesse spécifique de l'avifaune nicheuse en fonction du recouvrement en herbiers aquatiques ($r = 0,276$; $P = 0,002$; $n = 120$) (Dombes 2007 et 2008)



Cette importance prédominante des herbiers aquatiques pour les oiseaux peut s'expliquer par le fait qu'en période de reproduction, cette végétation procure des sites de nidification ou des ressources alimentaires en invertébrés pour les femelles ou leur progéniture à de nombreuses espèces, même celles qui ne sont pas principalement insectivores (encadré 2, page 19).

La surface et la hauteur des ceintures de végétation influencent également fortement l'avifaune nicheuse. Ce sont les ceintures de végétation haute, c'est-à-dire les roselières, qui expliquent le mieux sa richesse. Une étude menée en Dombes en 1997 (Broyer et Curtet, 2002) a montré l'importance de ces formations végétales pour les oiseaux nicheurs, en spécifiant que leur influence était optimale (richesse spécifique atteignant 12 à 14 espèces d'oiseaux) lorsque leur superficie dépassait 10 à 15 % de la surface totale d'un étang. L'influence similaire de la



▲ Végétation haute favorable à l'avifaune nicheuse



▲ Rousserolle turdoïde sur une tige de Roseau

taille des roselières observées avec la même méthodologie sur un échantillon de plus de 180 étangs d'Europe centrale confirment l'importance d'une surface minimale de roselières pour la nidification des oiseaux d'eau (Lutz, 2003).

La richesse spécifique de l'avifaune des étangs s'accroît par addition successive d'espèces de plus en plus spécialisées à une liste initiale d'espèces très ubiquistes (tableau 1). Les étangs les moins riches n'accueillent ainsi que des oiseaux très communs. L'influence des roselières se traduit par exemple en Dombes par la présence du Héron pourpré et de la Rousserolle turdoïde dans les seuls étangs qui accueillent au moins dix espèces nicheuses.

► **Tableau 1**

Liste des espèces d'oiseaux nicheurs recensées sur au moins 30 % des étangs de chaque catégorie de richesse spécifique en Dombes, des étangs les plus pauvres en espèces (0-4), aux plus riches (≥ 12).

0-4 espèces (n=15)	5-6 espèces (n=17)	7 espèces (n=21)	8 espèces (n=18)	9 espèces (n=15)	10-11 espèces (n=17)	≥ 12 espèces (n=17)
Canard colvert	Canard colvert	Canard colvert	Canard colvert	Canard colvert	Canard colvert	Canard colvert
Foulque macroule	Foulque macroule	Foulque macroule	Foulque macroule	Foulque macroule	Foulque macroule	Foulque macroule
Grèbe huppé	Grèbe huppé	Grèbe huppé	Grèbe huppé	Grèbe huppé	Grèbe huppé	Grèbe huppé
	Fuligule milouin					
	Poule d'eau					
	Grèbe castagneux					
	Rousserolle effarvate					
	Bruant des roseaux	-	-	Bruant des roseaux	Bruant des roseaux	Bruant des roseaux
		Cygne tuberculé				
		Nette rousse	-	Nette rousse	Nette rousse	Nette rousse
			Canard chipeau	Canard chipeau	Canard chipeau	Canard chipeau
				Phragmite des joncs	Phragmite des joncs	Phragmite des joncs
					Grèbe à cou noir	Grèbe à cou noir
					Héron pourpré	Héron pourpré
					Rousserolle turdoïde	Rousserolle turdoïde
						Fuligule morillon
						Locustelle tachetée
						Râle d'eau

La composition floristique des roselières influence également l'avifaune nicheuse : l'exemple de l'habitat du Héron pourpré sur les étangs de pisciculture

D'après Broyer *et al.* (1998).

En France, plusieurs populations de Héron pourpré nichent dans les roselières des étangs piscicoles. L'étude des conditions de nidification de cette espèce dans la végétation des étangs de plusieurs régions (Dombes, Forez, Lorraine et Brenne [118]) a mis en évidence que les oiseaux nichaient principalement dans les phragmitaies à *Phragmites australis* (72 à 81 % des nids).



▲ Héron pourpré nichant dans une phragmitaie

Cette étude a également permis de définir d'autres caractéristiques de l'habitat du Héron pourpré :

- la taille moyenne des colonies est proportionnelle à la surface de végétation propice ;
- en Dombes, les colonies s'établissent généralement à proximité de l'eau libre (moins de 15 mètres), et à une distance de plus de 15 mètres du bord extérieur des roselières ;
- dans le Forez, les roselières où nichent les hérons pourprés poussent souvent sur des zones peu profondes entourées d'eau libre, de 54,9 +/- 19,5 mètres de large. Les nids sont plus fréquents lorsque la profondeur de l'eau est de 40 à 55 cm.

A contrario, et de manière assez rare, le Héron pourpré peut également s'installer sur une saulaie lorsque les conditions l'exigent (fluctuation importante des niveaux d'eau notamment), comme c'est le cas sur l'étang des Landres et le lac du Der en Champagne humide (Mortreux, 2012), mais également ailleurs en France (Brenne, Marais poitevin notamment, cité par Mortreux, 2012).

L'importance des roselières pour la nidification des canards plongeurs

D'après Broyer et Calenge (2010), Broyer (2009).

Une autre étude menée en Dombes, en Brenne, dans le Forez et en Champagne humide sur environ une soixantaine d'étangs par région a montré que la surface des roselières est le facteur qui influence de manière prépondérante la distribution des couples de canards plongeurs (Broyer et Calenge, 2010). Leur densité



▲ Couple de Fuligule milouin

était en effet plus élevée lorsque des roselières étaient présentes sur les étangs, probablement en agissant sur la disponibilité en sites de nidification. L'existence de larges bandes de végétation rivulaire peut permettre d'augmenter la distance entre le nid et la lisière [1], ce qui peut diminuer le risque de prédation des nids [69].

La présence de grandes roselières semble même pouvoir compenser une faible densité dans le sédiment des invertébrés, qui sont pourtant recherchés lors de la sélection des étangs par les couples de canards plongeurs (1.2, page 20).

Cette attraction de la roselière pour les canards plongeurs avait déjà été mise en évidence en Dombes lors d'une étude comparant la distribution des couples de plusieurs espèces de canards avec la présence/absence du Héron pourpré, indicateur de la présence de roselières bien inondées sur l'ensemble de la période de nidification. Les couples de Fuligule milouin avaient été observés en plus grand nombre sur les étangs où nichait le Héron pourpré (Broyer, 2009).

Cette préférence n'exclut pas pour autant que certaines espèces comme le Fuligule milouin puissent rechercher un couvert végétal autre que la roselière en période de nidification (Broyer et Curtet 2002 ; Broyer, 2006).

L'incidence de la pluviométrie sur l'inondation des ceintures de végétation et ses conséquences sur les anatidés nicheurs

D'après Broyer (2007).

Le bilan des résultats du suivi annuel des anatidés nicheurs sur plusieurs régions d'étangs françaises réalisé en 2007 indique que les plus mauvaises années de reproduction des canards correspondent à des épisodes locaux de déficit pluviométrique. Ceux-ci induisent une très faible inondation des ceintures de végétation, condition très défavorable à la reproduction des anatidés. En Brenne par exemple, seulement 27 % des 51 étangs étudiés pendant la saison de nidification 2005 étaient normalement remplis en raison d'un déficit pluviométrique de 28 %. Sur 41 % d'entre eux, la végétation aquatique riveraine était

même franchement déconnectée de la surface en eau. Le taux de réussite de la nidification des anatidés (n nichées/ n couples) présents en Brenne ce printemps 2005 n'a pas atteint la moitié des résultats des années précédentes : 23 % pour le Fuligule milouin au lieu de 82 % en moyenne de 2002 à 2004, 24 % pour le Fuligule morillon au lieu de 68 %, 15 % pour le Canard chipeau au lieu de 49 %, 45 % pour le Canard colvert au lieu de 72 %.

Le rôle de la végétation aquatique dans l'alimentation des anatidés en hivernage

D'après Curtet *et al.* (2004b) et Gayet *et al.* (2011a).

La distribution des anatidés en période internuptiale dépend pour partie des potentialités alimentaires des zones humides. L'étude du régime alimentaire de plusieurs espèces (Canard colvert, Sarcelle d'hiver, Fuligule milouin, Fuligule morillon) réalisée en Dombes (1994-1996) et en Brenne (1999-2001) à partir de contenus stomacaux a permis de mettre en évidence les conditions recherchées par les oiseaux sur les étangs piscicoles de ces deux régions.



© M. Benmergui

▲ Regroupement de canards en hiver sur un étang de la Dombes

De manière générale, de nombreux végétaux sont consommés par les anatidés, bien que l'agrainage puisse prendre une part substantielle, particulièrement chez le colvert (*encadré 1*). Plusieurs graines sont communes au régime alimentaire des différents canards étudiés, dont certaines constituant les proies principales : potamots, grande naiade, renouées terrestres, scirpe lacustre, échinochloa, etc. (*figure 2*).

Les résultats obtenus mettent cependant en évidence des différences entre les deux régions étudiées. En Brenne, on distingue un gradient d'utilisation des ressources, de la Sarcelle d'hiver qui exploite plus la flore des vasières et des asssecs, au colvert qui s'alimente principalement sur les bordures inondées, puis au milouin qui fréquente surtout les zones de pleine eau. En Dombes, c'est la flore des asssecs et des vasières qui est la plus sollicitée par les deux canards de surface. Chez le milouin, les plantes de pleine eau dominant mais celles des asssecs contribuent ici davantage à l'alimentation de l'espèce.

Malgré ces différences régionales, cette étude met globalement en évidence le rôle important joué par la végétation qui se développe pendant l'assec, de manière spontanée ou cultivée,

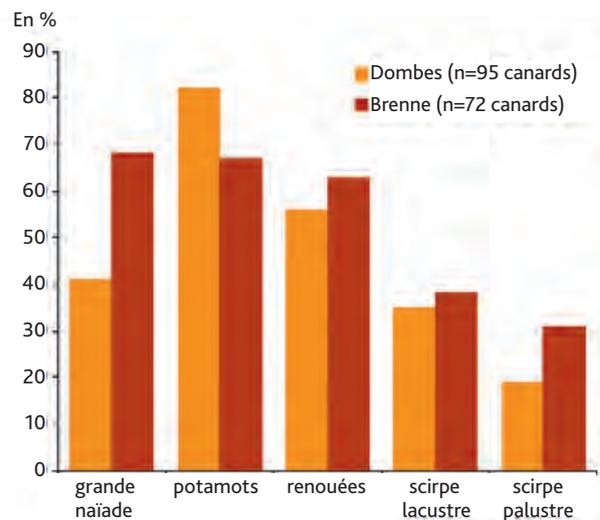
► Encadré 1

Agrainage et alimentation des anatidés (d'après Curtet *et al.*, 2004b)

Le colvert apparaît comme l'espèce la plus attirée par l'agrainage, avec le blé et accessoirement l'avoine. La contribution de l'agrainage au régime alimentaire du colvert est substantielle mais apparaît dans l'étude comme moins importante que celle des végétaux des bordures inondées, des vasières et des asssecs. Il faut cependant préciser que la méthode utilisée sous-estime dans des proportions inconnues la représentativité des graines « molles » à cause d'une plus grande digestibilité [18] (expérimentation non publiée menée par la Fédération départementale des chasseurs de l'Indre en 2001). Il est donc probable que l'agrainage avec des céréales concourt à une part plus importante du régime alimentaire du colvert. Le blé semble moins recherché par les autres espèces d'anatidés étudiés, mais là encore, le biais de la méthode ne permet pas de conclure formellement.

► Figure 2

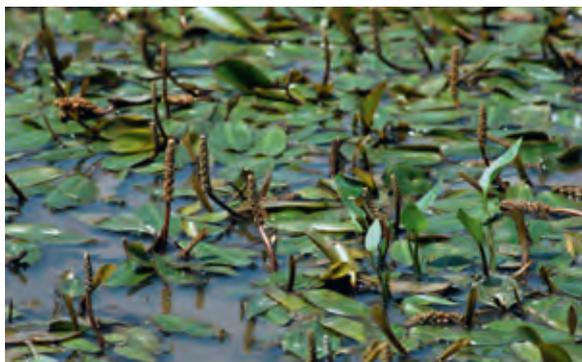
Fréquence d'apparition des graines dans les gésiers et jabots de canards (comparaison Dombes (1994-95) et Brenne (saison 1999-2000))



dans l'alimentation des canards durant l'évolage suivant (période pendant laquelle l'étang est en eau). Plus récemment, il a été montré en Dombes que les cygnes hors période de reproduction utilisent préférentiellement les étangs inondés après un assec, probablement pour les mêmes raisons (Gayet *et al.* 2011a). Aucune différence n'a cependant été détectée dans l'utilisation des étangs par les cygnes selon le type de pratique exercée sur les étangs asséchés (cultivé en maïs, avec des céréales ou non cultivé). La forte consommation de la flore spontanée d'assec (renouées terrestres, échinochloa) par les anatidés en hivernage relative peut être l'intérêt de la culture d'avoine souvent utilisée à des fins cynégétiques (Curtet *et al.*, 2004b).

Ces travaux montrent également que les herbiers aquatiques sont souvent des pourvoyeurs de graines appréciées par les canards en quête de nourriture, notamment par le Fuligule milouin et le Fuligule morillon, particulièrement les herbiers à grande

naïade et les potamots. Les graines stockées dans le sédiment au fond de l'étang sont en effet plus accessibles aux canards plongeurs. Toutefois, le développement des herbiers à faible profondeur et l'accumulation des graines sur les bords d'étangs, favorisée par les vents, rendent cette ressource également accessible aux canards de surface. Les herbiers jouent ainsi un rôle important dans l'écologie hivernale des canards plongeurs et des canards de surface.



© M. Benmergui

▲ Herbier aquatique de Potamot nouveau

L'importance des herbiers aquatiques pour la réussite de la reproduction de la Guifette moustac en Dombes

D'après Benmergui et Broyer (2005), ONCFS station de la Dombes (2011).

La Guifette moustac niche en France principalement sur les étangs piscicoles de la Brenne, de la Dombes, du Forez et de la Sologne. C'est une des rares espèces à nidifier sur les feuillages des herbiers flottants en pleine eau. La fragilité de ce support éphémère qui peut être fortement impacté par les intempéries et par la gestion piscicole (faucardage) explique en grande partie la vulnérabilité de cette espèce. Les fluctuations annuelles parfois importantes auxquelles sont soumises ses populations peuvent aussi être le fait de phénomènes d'émigration et d'immigration.

© M. Benmergui



▲ Couple de Guifette moustac et leur poussin au nid

La diminution du nombre de colonies très prononcée en Dombes à partir de 1999 (figure 3 ; régression d'environ une trentaine à seulement 2-3 en 2014), associée à une élévation corrélative de leur taille moyenne, a incité l'ONCFS à étudier ces fluctuations, pour distinguer les facteurs qui agissent à l'échelle régionale (qualité de l'habitat) de ceux qui s'exercent à une échelle géographique plus large.

Les résultats obtenus confirment bien que des phénomènes démographiques dépassant le cadre régional [119] expliquent certaines fluctuations passées (exemple : diminution de 1984, figure 3). Néanmoins, la description des végétaux utilisés comme supports de nids et le suivi de leur utilisation au cours des années indiquent que le facteur « habitat » joue localement un rôle primordial sur la réussite de la reproduction de la Guifette moustac en Dombes.

Ainsi, les supports végétaux les plus fréquemment utilisés par les oiseaux pour établir leur nid peuvent être regroupés en trois catégories :

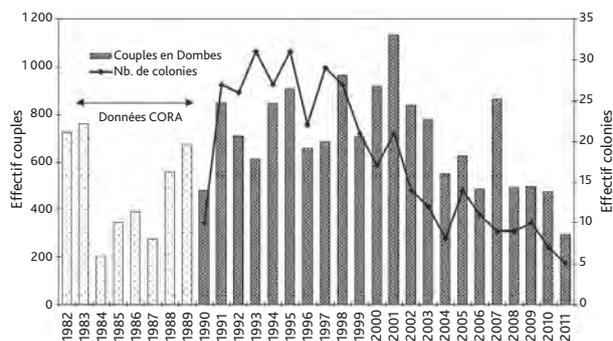
- les herbiers constitués d'espèces à feuillage flottant compact (exemples : Châtaigne d'eau, nénuphars, etc.) ;
- les hélophytes (exemples : Scirpe lacustre, Jonc diffus) ;
- l'Œnanthe aquatique, la Renouée amphibie (support végétal le plus utilisé) et la Renoncule peltée, très précoces et peu sûres.

Les guifettes peuvent utiliser successivement plusieurs formations végétales, sur le même étang (exemples : renoncules aquatiques au début de la saison de reproduction, Nymphéa, Villarsie ou Châtaigne d'eau, plus tard en saison).

Or, la nature de ces supports végétaux conditionne la productivité des guifettes comme le montre la figure 4 : des hélophytes (Jonc, Scirpe lacustre) aux herbiers flottants, les oiseaux voient leur productivité moyenne augmenter progressivement.

Les données les plus récentes obtenues dans le cadre du suivi du site Natura 2000 de la Dombes confirment que l'effondrement du nombre de colonies et du nombre de couples débuté en 1999 est une tendance lourde (figure 3).

► **Figure 3**
Tendances démographiques de la Guifette moustac en Dombes



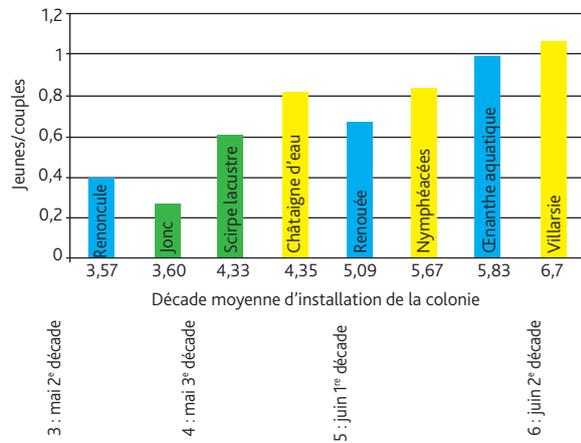
L'évolution des formations végétales utilisées comme support pour la nidification permet de mettre en évidence une évolution en trois phases (figure 5).

Première phase : les herbiers aquatiques sont majoritairement utilisés. Le nombre de colonies et de couples nicheurs est alors élevé et stable.

Deuxième phase : les herbiers deviennent moins fréquemment utilisés que les hélophytes. Le nombre de colonies décroît rapidement tandis que le nombre de couples diminue progressivement. Ce glissement d'habitat des herbiers aquatiques vers

Figure 4

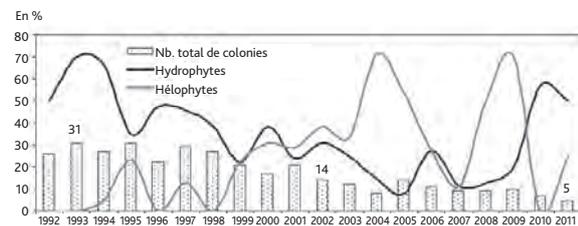
Relation entre productivité, décade d'installation des colonies de *Guifette moustac* et nature du support végétal (Dombes, n=110 colonies)



Les décades sont numérotées de 1 à 10, depuis la dernière décade d'avril jusqu'à la 3^e décade de juillet ; l'axe des abscisses est une moyenne calculée à partir des numéros de décades (ex. : 5 colonies installées durant la 1^{re} décade de juin + 2 dans la 2^e décade de juin se calcule comme suit : $((5 \times 5) + (2 \times 6)) / 7 = 5,28$).

Figure 5

Comparaison de l'utilisation des héliophytes et des herbiers flottants (hydrophytes) comme support principal de nidification par la *Guifette moustac* en Dombes



les héliophytes, support associé à des productivités plus faibles (figure 4), n'est probablement pas sans conséquences sur la démographie de l'espèce observée.

Troisième phase : le nombre de couples diminue à son tour fortement et le nombre de colonies est inférieur à 10. Les herbiers aquatiques semblent à nouveau sélectionnés préférentiellement par les guifettes mais sur un nombre d'étangs extrêmement réduit.

Cette réduction du nombre d'étangs accueillant les guifettes et la fidélité croissante à ces sites renforcent l'idée que les sites aptes à accueillir les guifettes se sont raréfiés en Dombes. La fréquence des étangs encore favorables au développement des herbiers aquatiques est en effet extrêmement réduite hors d'une frange nord-ouest de la Dombes où se concentrent désormais les colonies de guifettes.

L'ensemble de ces éléments amènent à considérer que la raréfaction des herbiers aquatiques a sans doute une responsabilité majeure dans la réduction massive des effectifs de *Guifette moustac* nicheuse en Dombes.



▲ *Guifette moustac* rechargeant son nid après de fortes précipitations

1.1.2 Relations entre la végétation aquatique et les invertébrés

Le terme « invertébrés » est utilisé dans ce document pour désigner les macro-invertébrés, c'est-à-dire les invertébrés que l'on peut voir à l'œil nu (larves d'insectes, vers, mollusques, crustacés). La faune zooplanctonique n'est pas prise en compte.

D'après Broyer et Curtet (2010), Broyer et Curtet (2011b).

Les invertébrés aquatiques jouent un rôle central dans l'écosystème « étang continental » en tant que ressource alimentaire importante pour de nombreux organismes prédateurs, dont les anatidés et la plupart des oiseaux d'eau. Par ailleurs, des espèces protégées inscrites aux annexes de la Convention de Berne ou de la Directive européenne Habitats peuvent être présentes dans cet écosystème [60, 14], (Broyer *et al.*, 2009).



▲ Couple de Grèbe à cou noir nourrissant son poussin avec une larve d'invertébré aquatique

L'ONCFS a mesuré la richesse taxonomique (tableau 2) et la densité de biomasse des invertébrés sur plusieurs dizaines d'étangs de Brenne, de Dombes et du Forez. Les travaux menés confirment la différence généralement observée entre la composition taxonomique des faunes benthique et épiphyte [63, 64] : la biomasse d'invertébrés trouvée dans les herbiers aquatiques n'était pas corrélée avec celle trouvée dans les sédiments. Pour cette raison, la thématique des invertébrés est répartie dans ce document dans les parties « végétation aquatique » et « sédiment ».

Tableau 2

Fréquence observée des taxons d'invertébrés aquatiques dans les étangs.

	Ordre	Taxa	Brenne		Dombes		Forez	
			2000 (n=20)	2001 (n=18)	2000 (n=20)	2001 (n=19)	2002 (n=18)	
Bryozoa	<i>Bryozoa</i>	<i>Bryozoa</i>	14	4	9	14		
Cnidaria	<i>Cnidaria</i>	<i>Cnidaria</i>	13	10	9	7		
Nemathelminthes	<i>Nemathelminthes</i>	<i>Nemathelminthes</i>	1	8	7	15		
Platyhelminthes	<i>Tricladida</i>	<i>Dugesidae</i>	2	4	2	2		
Annelida	<i>Hirudinea</i>	<i>Erpobdellidae</i>	3	8	2	5		
		<i>Glossiphoniidae</i>	12	4	8	5	6	
		<i>Piscicolidae</i>	4				1	
		<i>Oligochaeta</i>	20	16	18	20	16	
Arachnida	<i>Hydracarina</i>	<i>Hydracarina</i>	17	16	13	16	16	
Mollusca	<i>Veneroidea</i>	<i>Sphaeriida</i>		1		1		
		<i>Basommatophora</i>	<i>Acroloxidae</i>	1				
		<i>Gastropoda</i>	<i>Ferrissidae</i>	9	8	4	12	
			<i>Lymnaeidae</i>	17	7	14	19	9
			<i>Physidae</i>	19	15	13	18	12
	<i>Planorbidae</i>	4	6	14	12	6		
Crustacea	<i>Arguloidea</i>	<i>Argulidae</i>	1	2	1		1	
Crustacea	<i>Isopoda</i>	<i>Asellidae</i>					1	
Crustacea	<i>Decapoda</i>	<i>Cambaridae</i>			1			
Hexapoda	<i>Collembola</i>	<i>Collembola</i>		2			1	
Hexapoda	<i>Coleoptera</i>	<i>Chrysomelidae</i>		2		2	3	
		<i>Dryopidae</i>		1				
		<i>Dytiscidae</i>	1	5	1	3	10	
		<i>Elmidae</i>		2		2		
		<i>Halplidae</i>		3	3	3	2	
		<i>Helophoridae</i>	2					
		<i>Hydrochidae</i>			1			
		<i>Hydrophilidae</i>	3	4	1	5	5	
		<i>Hygrobiidae</i>		1				
Hexapoda	<i>Diptera</i>	<i>Anthomyidae</i>				1		
		<i>Ceratopogonidae</i>	8	9	6	10	10	
		<i>Chaoboridae</i>	3	2	2	3	7	
		<i>Chironomidae</i>	20	17	19	20	18	
		<i>Culicidae</i>		2	2	7	6	
		<i>Diptera unident.</i>				1	1	
		<i>Ephryidae</i>					1	
		<i>Psychodidae</i>		1			1	
		<i>Stratiomyidae</i>			1	2		
							1	
Hexapoda	<i>Ephemeroptera</i>	<i>Baetidae</i>	9	8	9	9	12	
		<i>Caenidae</i>	17	11	12	15	12	
		<i>Ephemeroptera</i>		3		1		
Hexapoda	<i>Heteroptera</i>	<i>Corixidae</i>	17	16	16	19	14	
		<i>Gerridae</i>	5		2	2	1	
		<i>Mesoveliidae</i>		2		7	1	
		<i>Naucoridae</i>	15	8	9	8	4	
		<i>Nepidae</i>	1	2		2		
		<i>Notonectidae</i>		1	1	2		
		<i>Pleidae</i>	11	5	13	12	10	
		<i>Velidae</i>		5		7	3	
Hexapoda	<i>Lepidoptera</i>	<i>Pyrilidae</i>	10	4	2	4	8	
Hexapoda	<i>Odonata</i>	<i>Aeshnidae</i>	1	2	1	1		
		<i>Coenagrionidae</i>	20	12	9	17	10	
		<i>Lestidae</i>	2				8	
Hexapoda	<i>Plecoptera</i>	<i>Plecoptera</i>		1		1		
Hexapoda	<i>Trichoptera</i>	<i>Ecnomidae</i>	3	2	1	3		
		<i>Hydroptilidae</i>	8	6	13	3	4	
		<i>Leptoceridae</i>		2	1	5	6	
		<i>Polycentropodidae</i>	1	1		2	2	
		<i>Trichoptera</i>		1		3	1	

L'influence des herbiers aquatiques et des ceintures de végétation sur les invertébrés

D'après Broyer et Curtet (2011b), Broyer et Curtet (2010), Broyer et Curtet (2012).

De nombreux travaux montrent les liens étroits entre les caractéristiques des herbiers aquatiques et les invertébrés qui y sont inféodés [61, 44, 55, 78, 95, 90, 29, 17, 5, 105, 16].

Sur un échantillon de 95 étangs choisis dans trois régions (Brenne, Dombes et Forez), étudiés en 2000, 2001 ou 2002, l'ONCFS a cherché à décrire l'influence de l'abondance des herbiers aquatiques et des ceintures de végétation riveraine sur les variations de la richesse taxonomique et la densité de biomasse des invertébrés (Broyer et Curtet, 2011b).

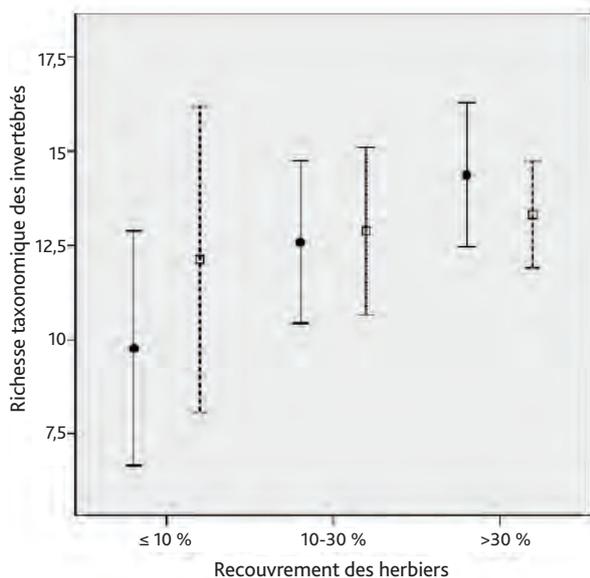
La richesse taxonomique des invertébrés dans les herbiers est faible dans les étangs où ces herbiers et les ceintures de végétation rivulaires sont peu développés (< 10 % et 7,5 % respectivement). Elle augmente ensuite en proportion du recouvrement total des herbiers aquatiques (figure 6) comme cela a déjà été démontré par d'autres auteurs [81, 36].

Par ailleurs, la densité de biomasse (concentration du peuplement) des invertébrés dans les herbiers aquatiques était plus élevée dans les étangs où les herbiers avaient un recouvrement supérieur ou égal à 10 % de la surface totale de l'étang, à condition que les hélrophytes soient également abondantes ($\geq 7,5\%$) (figure 7).

Cette influence importante des ceintures de végétation sur les invertébrés des herbiers peut vraisemblablement s'expliquer par l'habitat que constituent les ceintures d'hélrophytes pour ces invertébrés durant la période pendant laquelle il n'y a pas de végétation immergée et flottante pour les accueillir.

Figure 6

Variation de la richesse taxonomique des invertébrés (moyenne et intervalle de confiance à 95 %) en fonction du recouvrement des herbiers aquatiques, dans les étangs où les hélrophytes occupent < 7,5 % (points noirs et ligne pleine) ou $\geq 7,5\%$ (carrés blancs et tirets) de la surface totale en eau ($n = 13 + 8 + 12 + 9 + 24 + 29$ étangs)



Enfin, une autre étude (Broyer et Curtet 2010) portant sur un total de 80 étangs dombistes (30 en 2003 et 50 en 2004) sélectionnés dans leurs deux premières années après assec a montré que l'abondance des invertébrés pouvait varier suivant les taxons d'herbiers aquatiques (figure 8) comme cela a déjà été observé dans d'autres conditions [24, 62]. La plus forte densité de biomasse d'invertébrés a été observée dans les algues filamenteuses, qui pourraient être considérées comme symptomatiques d'une eutrophisation.

Figure 7

Variation de la densité de biomasse des invertébrés (en mg.L^{-1} des herbiers, moyenne et intervalle de confiance à 95 %) en fonction du recouvrement des herbiers, dans les étangs où les hélrophytes occupent < 7,5 % (points noirs et ligne pleine) ou $\geq 7,5\%$ (carrés blancs et tirets) de la surface totale en eau ($n = 13 + 8 + 12 + 9 + 24 + 29$ étangs)

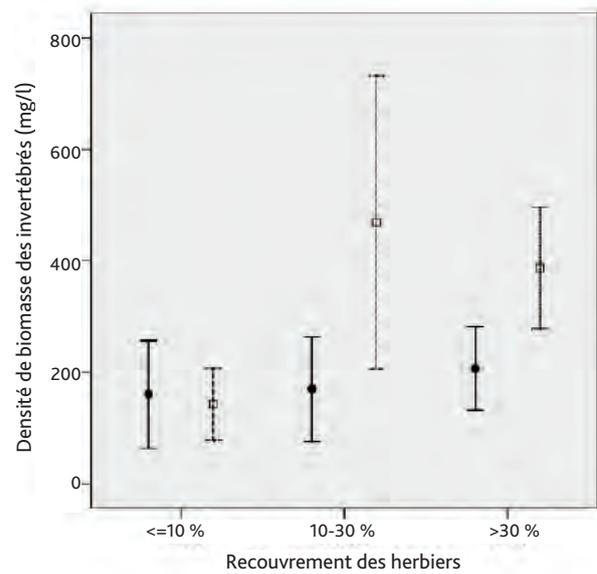
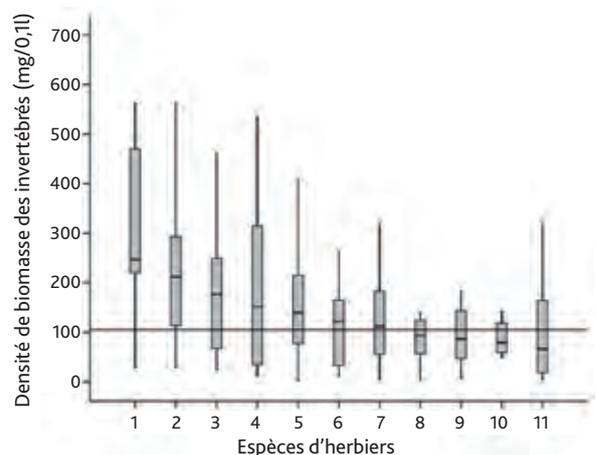


Figure 8

Densité de biomasse en invertébrés dans les herbiers aquatiques selon la présence d'espèces dominantes 1 : algues filamenteuses ($n = 5$); 2 : Potamogeton berchtoldii ($n = 9$); 3 : Ranunculus peltatus ($n = 13$); 4 : Najas minor ($n = 8$); 5 : Chara sp. ($n = 15$); 6 : Potamogeton lucens ($n = 5$); 7 : Potamogeton crispus ($n = 15$); 8 : Potamogeton nodosus ($n = 13$); 9 : Oenanthe aquatica ($n = 10$); 10 : Potamogeton gramineus ($n = 8$); 11 : Najas marina ($n = 16$). La ligne horizontale correspond à la valeur médiane de l'échantillon total



L'habitat de la Leucorrhine à gros thorax sur les étangs de la Dombes : l'importance des ceintures de végétation basse au contact de boisements riverains

D'après Broyer *et al.*, (2009)

La Leucorrhine à gros thorax est une libellule protégée aux plans national et européen (inscrite aux annexes II et IV de la Directive Habitats). Elle affectionne les eaux stagnantes pauvres en poisson ou possédant des zones abritées (tourbières, étangs à larges ceintures d'hélophytes, zones herbeuses des grands lacs, etc.) [39].

La Dombes possède, semble-t-il, la population de Leucorrhine à gros thorax la plus importante de France [48] avec un habitat aux caractéristiques radicalement différentes des sites tourbeux sur lesquelles elle peut être également observée.



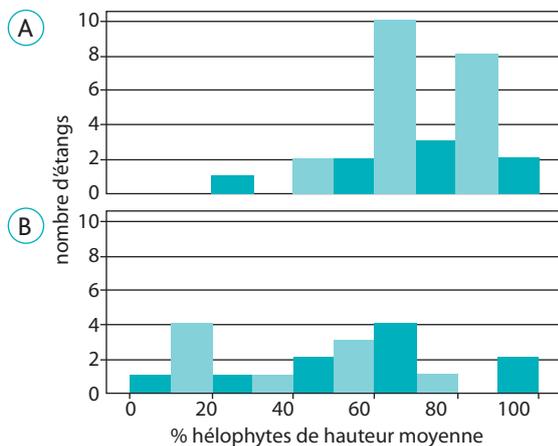
© M. Benmegui

▲ *Leucorrhine à gros thorax*

L'habitat dombiste de la Leucorrhine à gros thorax a été décrit à partir d'un échantillon de 50 étangs en 2000 et de 47 en 2008. Elle y fréquente des étangs caractérisés par des ceintures végétales de hauteur moyenne (environ 0,60 mètre) présentes sur plus de 60 % du périmètre du plan d'eau (figure 9), comportant des clairières d'eau libre de végétation émergente sur une proportion cumulée de 20 à 40 % de leur surface et connectées sur une

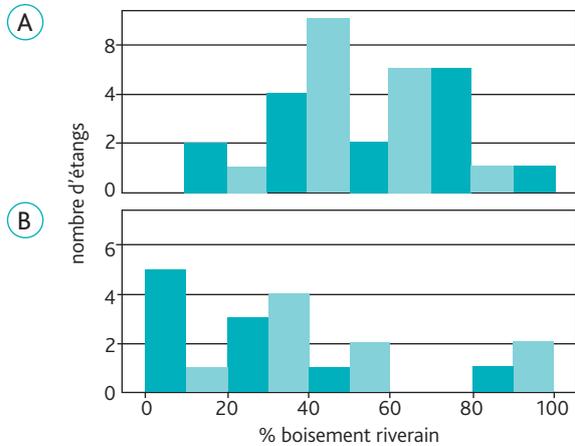
► **Figure 9**

Proportion du périmètre des plans d'eau étudiés occupée par une ceinture de végétation de hauteur moyenne. Comparaison entre étangs où la Leucorrhine à gros thorax a été détectée (A) et étangs où elle ne l'a pas été (B). Dombes (2008)



► **Figure 10**

Proportion du périmètre des plans d'eau étudiés occupée par un boisement riverain. Comparaison entre étangs où la Leucorrhine à gros thorax a été détectée (A) et étangs où elle ne l'a pas été (B). Dombes (2008)



longueur supérieure à 100 mètres à des boisements riverains qui occupent au total 30 à 80 % de la périphérie de l'étang (figure 10). Les unités d'habitat constituées d'hélophytes au contact direct de boisements riverains semblent fournir à l'espèce des abris permettant de tolérer des densités piscicoles qui peuvent être élevées (jusqu'à 800 kg/hectare).

La corrélation observée entre la présence de la Leucorrhine à gros thorax et la richesse du peuplement d'odonates indique vraisemblablement que ces conditions particulières sont aussi recherchées par d'autres espèces.



© M. Benmegui

▲ *Habitat typique de la Leucorrhine à gros thorax en Dombes*

1.1.3 Relations végétation aquatique – invertébrés – anatisés

Les invertébrés des herbiers aquatiques, une ressource alimentaire essentielle pour les anatisés en période de nidification

Le terme de « recouvrement » des herbiers aquatiques utilisé dans ce document nécessite quelques précisions. Hormis les espèces le constituant, chaque herbier est caractérisé par son emprise, correspondant à la surface de l'étang qu'il occupe

globalement et par son recouvrement, proportion de l'aire réelle recouverte à l'intérieur de son emprise. Le terme de « recouvrement » désigne dans ce document le recouvrement total cumulé des herbiers sur l'étang à partir de l'emprise et du recouvrement de chaque herbier ($=\sum [emprise \times recouvrement]$).

D'après Broyer et Calenge (2010), Broyer et Curtet (2010), Broyer et Curtet (2012).

L'importance des herbiers aquatiques dans leur rôle d'accueil pour les peuplements d'invertébrés dont les oiseaux d'eau, en particulier les anatidés, se nourrissent en période de reproduction, a été démontrée par de nombreux travaux (encadré 2).

Encadré 2

L'influence des herbiers et des invertébrés qu'ils abritent sur les oiseaux d'eau

Les variations de la couverture des herbiers peuvent influencer la composition en espèces et la densité des populations d'oiseaux aquatiques, positivement ou négativement [54, 77] (Broyer & Curtet, 2010). Les relations entre la disponibilité en invertébrés et la distribution ou le succès de reproduction des oiseaux d'eau ont été mises en évidence à de multiples reprises [9, 67, 37, 113, 96, 56]. La disparition des herbiers submergés est également considérée comme ayant un effet néfaste sur la disponibilité des invertébrés en tant que ressource alimentaire pour les oiseaux d'eau [70, 21, 45, 12].

Ces invertébrés sont en effet une source indispensable de protéines pour les femelles qui se préparent à pondre et plus tard pour la croissance des canetons (Broyer, 2006), même pour les espèces qui ne sont pas principalement insectivores [104, 59]. C'est notamment le cas pour les anatidés. En général, les canards plongeurs sont plus carnivores que les canards de surface [19]. Cependant, de nombreuses études sur l'écologie alimentaire des espèces de canards de surface, principalement herbivores, ont confirmé qu'ils passent des plantes et des graines à un régime dominé par la matière animale pendant la reproduction [26, 111, 104, 59, 68, 112].

Une étude réalisée en Brenne et en Dombes (Broyer et Calenge, 2010) montre que la densité des couples de canard de surface est élevée dans des étangs où les invertébrés sont abondants dans les herbiers aquatiques, et où la biomasse de carpes n'est pas trop élevée (figure 22, page 34).

D'autres travaux menés spécifiquement en Dombes (Broyer et Curtet, 2010) montrent aussi qu'une superficie intermédiaire d'herbiers aquatiques influence positivement la nidification des anatidés sur les étangs piscicoles : les densités d'anatidés observées sont les meilleures sur les étangs lorsque le recouvrement des herbiers se situe entre 20 % et 40 % de la surface totale en eau (figure 13), situation associée aux biomasses et aux densités

de biomasse d'invertébrés les plus fortes (figures 11 et 12). La réussite de la nidification du Fuligule milouin (rapport nichées/couples) y est également meilleure.

La biomasse totale des invertébrés est logiquement faible lorsque les herbiers couvrent moins de 20 % de la surface en eau, et tout aussi logiquement les étangs correspondants s'avèrent être moins attractifs pour les couples de canards. Au-dessus de 40 % de recouvrement des herbiers, la densité de biomasse est plus faible (figure 11) et moins de canards sont observés (figure 13). Il est possible que des herbiers trop compacts puissent entraver la plongée de certains canards.

L'idéal semble être une alternance d'herbiers (surface comprise entre 20 % et 40 %) et de surfaces en eau libre, les densités d'invertébrés étant peut être plus élevées lorsque l'on multiplie les lisières eau-végétation (Broyer et Curtet, 2010).

Figure 11

Densité de biomasse des invertébrés dans 115 échantillons d'herbiers aquatiques collectés dans 36 étangs de Dombes (juin-juillet 2003 ou 2004) en relation avec le recouvrement des herbiers dans les étangs correspondants. La ligne horizontale correspond à la moyenne des y

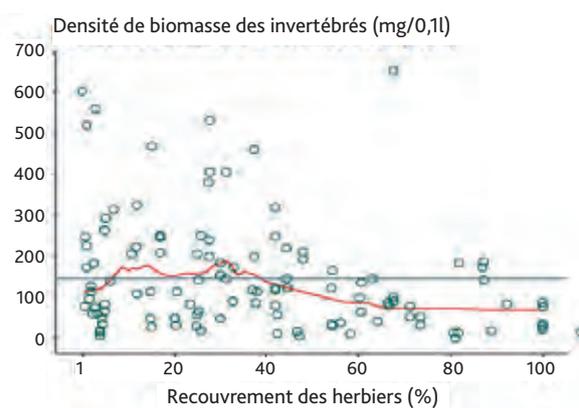
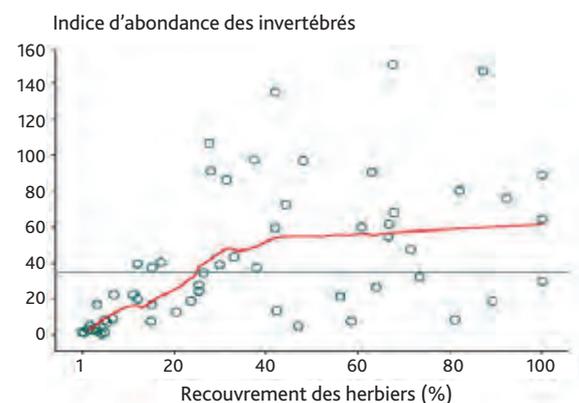


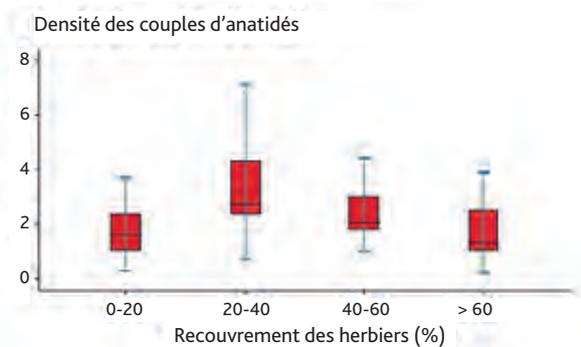
Figure 12

Indice de biomasse des invertébrés épiphytes calculé pour 36 étangs de Dombes (juin-juillet 2003 ou 2004) en relation avec le recouvrement des herbiers dans ces étangs. La ligne horizontale correspond à la moyenne des y



► **Figure 13**

Variation de la densité de couples cantonnés d'anatidés (nombre de couples divisé par la racine carré de la surface de l'étang) sur 80 étangs de Dombes (2003 ou 2004), en fonction du recouvrement des herbiers aquatiques



1.2 Le sédiment

Le sédiment est constitué par la matière minérale et organique qui se dépose au fond de l'étang. Il constitue à la fois un réservoir d'éléments nutritifs pour l'écosystème, un substrat pour la végétation aquatique et un habitat pour de nombreux invertébrés, proies des poissons et des anatidés.



© S. Richier/ONCFS

▲ Sédiment d'un étang de Dombes après la pêche



© S. Richier/ONCFS

▲ Larve de Chironomidae dans le sédiment d'un étang de Sologne

Si l'on sait de manière générale que la production biologique des étangs est largement dépendante de la qualité du sédiment [4], les caractéristiques précises susceptibles d'être favorables à la biodiversité sont encore assez méconnues. C'est pourquoi l'ONCFS s'est intéressé depuis quelques années aux conditions physico-chimiques (2.5, page 32) et aux peuplements d'invertébrés du sédiment qui peuvent influencer la biodiversité.

1.2.1 Relation entre les invertébrés du sédiment et les canards plongeurs

D'après Broyer et Calenge (2010).

L'étude réalisée en Dombes et en Brenne a permis d'observer que la densité en couples de canards plongeurs des étangs avait tendance à être plus faible lorsque l'abondance des invertébrés était faible dans les sédiments (simultanément à une surface de roselière faible ou nulle).

Des résultats similaires sont également observés en Champagne humide (figure 14).

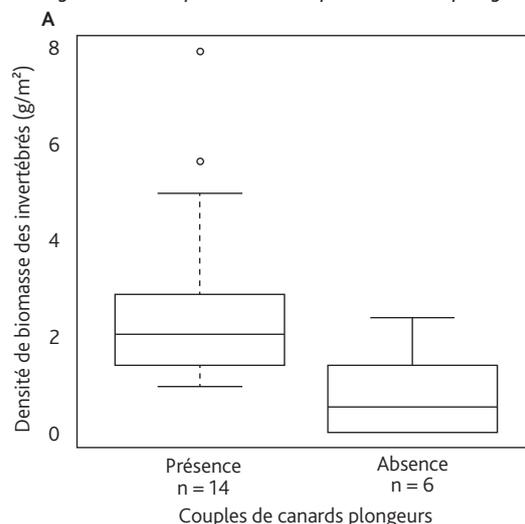
En Mayenne, d'autres auteurs [76] ont également observé une faible fréquence des couples de milouins sur les étangs présentant une faible densité de chironomidés dans les sédiments des étangs entre avril et la première moitié de mai.

Les ressources alimentaires en invertébrés du sédiment semblent donc influencer la distribution des couples de canards plongeurs dans ces régions.

Il est à noter cependant que dans le Forez, la faible densité de biomasse d'invertébrés généralement observée dans le sédiment des étangs (figure 15) n'affecte pas l'abondance des canards plongeurs. La présence de belles roselières sur tous les étangs échantillonnés dans le Forez offre très probablement une disponibilité importante en sites de nidification (1.1.1 page 10) qui peut compenser le faible potentiel alimentaire du sédiment.

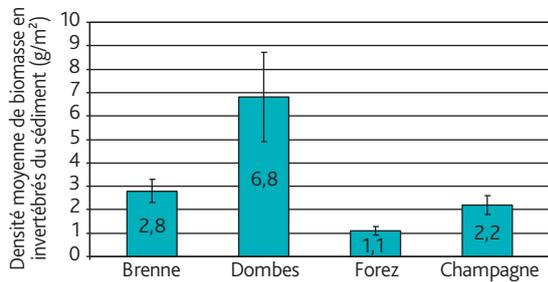
► **Figure 14**

Variation de la densité de biomasse des invertébrés du sédiment entre les étangs avec et sans présence de couples de canards plongeurs



► **Figure 15**

Densité moyenne de biomasse en invertébrés du sédiment (g/m^2) mesurée sur une vingtaine d'étangs par région



1.3 Les vasières

On peut définir une vasière comme une berge en pente douce, non colonisée par une végétation élevée et dense, qui sera progressivement découverte par les eaux à mesure que les processus naturels d'évapotranspiration font baisser les niveaux d'eau. Ce phénomène est en général observé à partir du début de juin mais, en fonction du profil des berges ou de l'importance annuelle des précipitations, une vasière peut apparaître beaucoup plus tardivement.



▲ Vasière

Cet habitat accueille certains oiseaux nicheurs (limicoles notamment) à condition d'être disponible suffisamment tôt au printemps. Par contre, dès l'été et jusqu'à l'automne, de nombreux oiseaux s'y rassemblent après la nidification ou pendant la migration pour se reposer, s'alimenter ou muer (limicoles, aigrettes, anatidés, foulques). Ces zones exondées constituent également l'habitat d'une flore rare protégée.



▲ Échasse blanche cherchant sa nourriture sur une vasière

Les travaux de l'ONCFS en Dombes étendent spécifiquement le terme de « vasière » aux bordures non inondées en début de printemps des anciennes cultures d'assec, sur les étangs remis en eau la première année.

1.3.1 Relations vasières-flore

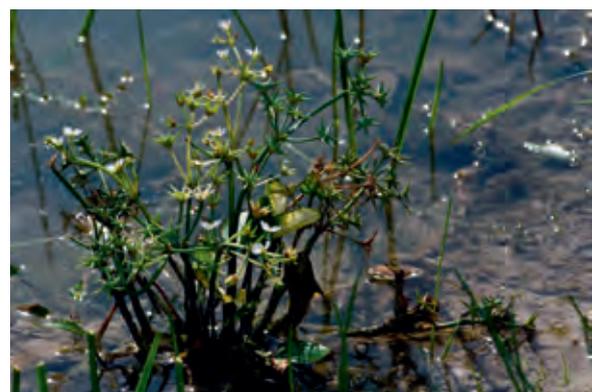
L'importance des vasières pour la flore protégée

D'après Broyer *et al.* (1997).

En Dombes, l'apparition d'un certain nombre de plantes rares ou protégées (Pilulaire à globules, Renoncule scélérate, Damasonie en étoile, Limoselle aquatique, Lindernie couchée ou Corrigiole des grèves) est subordonnée à l'existence de vasières. L'existence de berges en pente douce est en effet un des paramètres les plus importants expliquant la richesse floristique des étangs. Cela est confirmé par la rareté ou l'absence sur les étangs aux berges le plus souvent abruptes du Forez d'espèces pourtant communes dans la Dombes toute proche.



▲ Limoselle aquatique



▲ Damasonie en étoile

Le second paramètre influant sur le développement de ces espèces est la précocité de l'exondation estivale des vasières, sous l'influence de la météorologie particulière à chaque printemps (la gestion particulière de l'assec en Dombes est également un autre paramètre important, voir 2.3 page 29). Il existe ainsi une relation entre le nombre de plantes rares ou protégées présentes sur un étang, et la précocité d'émergence des vasières

comme l'indique les données ci-dessous obtenues sur un échantillon de 100 étangs en 1995 et 1996 (moyenne du nombre de plantes rares recensées) :

- étangs sans vasière au début d'août : $4,4 \pm 2,8$;
- étangs avec vasière apparaissant en juillet : $5,4 \pm 2,5$;
- étangs avec vasière apparaissant en juin : $6,5 \pm 3,2$;
- étangs avec vasière aménagée artificiellement en fin d'hiver : $8,6 \pm 2,7$.



▲ *Renoncule scélérate*

1.3.2 Relations vasières – avifaune nicheuse

Le rôle des vasières pour la reproduction du Vanneau huppé

D'après Broyer et Benmergui (1998).

Les colonies de vanneaux sont installées soit sur des bordures d'étangs (comme d'autres limicoles qui recherchent les berges plates avec peu de végétation aquatique pour pondre à proximité de l'eau), soit sur des parcelles agricoles proches d'un étang.

Une étude menée en Dombes de 1990 à 1993 sur la reproduction du Vanneau huppé (Broyer et Benmergui 1998) a montré le rôle complémentaire de ces berges d'étangs par rapport aux cultures riveraines utilisées préférentiellement pour la reproduction de l'espèce. La proportion des vanneaux nichant dans l'un ou l'autre de ces habitats varie en fonction du niveau des



▲ Vanneau huppé et ses poussins sur une grève d'étang

étangs et de la disponibilité des grèves exondées en début de printemps. La recherche du nid est ainsi plus aléatoire sur les vasières mais la reproduction y est globalement meilleure que sur les cultures (meilleure réussite des pontes tardives et meilleur succès à l'envol aussi bien pour les pontes précoces que tardives).

Sur les vasières, le facteur d'échec principal a été la prédation. Son origine a été attribuée en grande partie aux corvidés, comme cela a également été le cas pour les anatidés dans la même région (voir chapitre suivant).

1.4 Les habitats périphériques

L'étang fait le plus souvent partie intégrante d'un paysage comprenant également des espaces agricoles (prairies, cultures) et boisés, en proportion variable selon les régions. Entre la limite du battement des eaux et ces milieux peuvent également subsister des espaces de transition plus ou moins étendus (faciès terrestres de la jonchaie ou de la phalaridaie, ronciers, haies, friches, etc.).

Ces milieux terrestres environnants peuvent constituer des habitats complémentaires pour les oiseaux d'eau.

L'ONCFS s'est principalement intéressé aux habitats prairiaux et cultivés.



▲ Prairie en bordure d'étang

1.4.1 Habitats prairiaux : leur importance pour la nidification des canards de surface

D'après Broyer *et al.*, (1987a), Broyer et Calenge (2010).

Les prairies proches des étangs offrent aux canards de surface des sites de nidification privilégiés. L'existence de prairies aux abords des étangs est un facteur influent pour la réussite de la reproduction (rapport nichées/couples) des canards de surface dans quatre régions d'étangs (Brenne, Dombes, Forez, Champagne humide). La possibilité de nicher dans une prairie semble l'emporter sur l'influence de la gestion des étangs pour expliquer le succès de la reproduction (Broyer et Calenge, 2010).

L'étude de la distribution des nids en fonction de la distance et de la taille des parcelles (Broyer, Tournier, et Fournier, 1987a) en Dombes avaient déjà montré que les nids des canards

« prairiaux » (Colvert, Chipeau) étaient principalement localisés dans un rayon de 200 mètres autour des étangs. Au delà, la densité des nids était nettement plus restreinte. Le nid le plus éloigné se trouvait à une distance supérieure à 600 mètres. La survie des poussins de Colvert peut en effet être affectée par un long trajet terrestre à accomplir jusqu'à l'eau [31, 6]. Les parcelles de grande superficie accueillent plus de nids mais il n'y a pas de densités meilleures en fonction de la taille de parcelles.



© M. Benmergui

▲ Les prairies en bordure d'étang favorisent la nidification des canards de surface



© M. Benmergui

▲ Nid de canard dissimulé dans la végétation d'une prairie

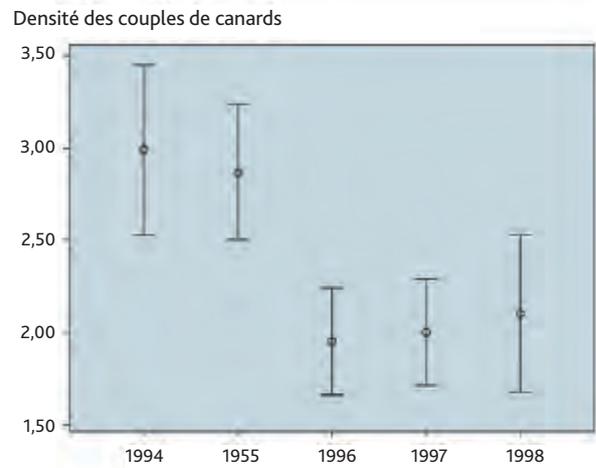
L'impact majeur de la transformation des prairies en cultures sur la nidification des anatidés en Dombes dans les années 1970 et la modification des relations prédateurs-proies

D'après Broyer (2000), Broyer (2009), Broyer et Calenge (2010).

Avec plus de 1 200 étangs, la Dombes était, jusque dans les années 1970, la zone humide française la plus importante pour la nidification des anatidés. Dans la période 1973-1976, le nombre de couples de canards était estimé à 9 200. Une dizaine d'années plus tard, en 1986-1988, on n'en comptait plus que 3 600 [116]. Le nombre de nichées diminua plus fortement encore, indiquant

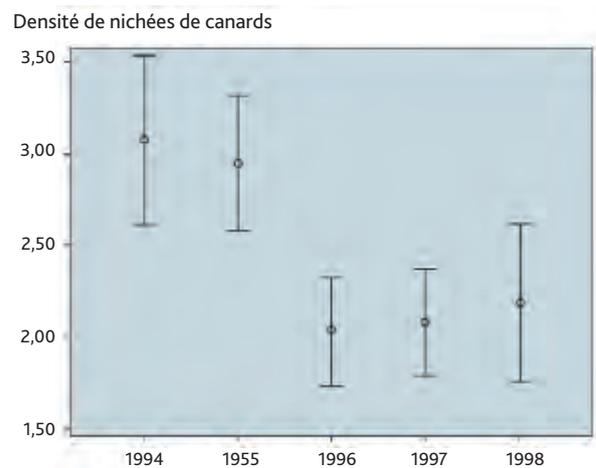
► Figure 16

Variations inter-annuelles de la densité de canards nicheurs (n , couples/racine carrée de la surface de l'étang) en Dombes de 1994 à 1998



► Figure 17

Variations inter-annuelles de la densité de nichées de canards (n , nichées/racine carrée de la surface de l'étang) en Dombes de 1994 à 1998



que le succès de la nidification avait été fortement altéré. Cette chute s'est poursuivie sur le long terme, avec une nette aggravation observée en 1996 (figures 16 et 17).

La conversion des prairies en cultures céréalières observée depuis les années 1970 en bordure des étangs dombistes, a été mise en relation avec cette forte baisse de la réussite de la reproduction des anatidés observée depuis cette époque.

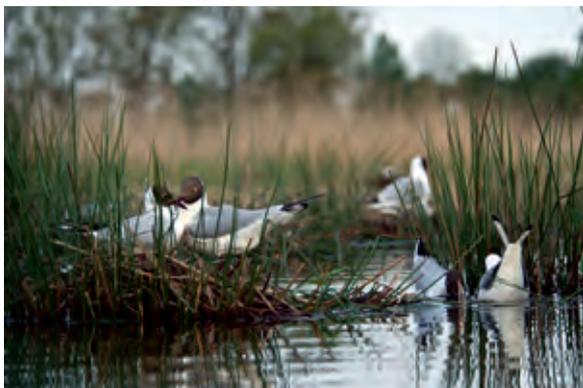
Cette diminution de la disponibilité en sites de nidification a forcé les anatidés à concentrer leur nidification au sein des ceintures de végétation aquatique, facilitant la prédation des nids. Au Canada [40], le succès de la nidification du Canard chipeau a diminué de 4 % pour chaque augmentation de 10 % de conversion de prairies en terres arables.

© M. Bennebergui

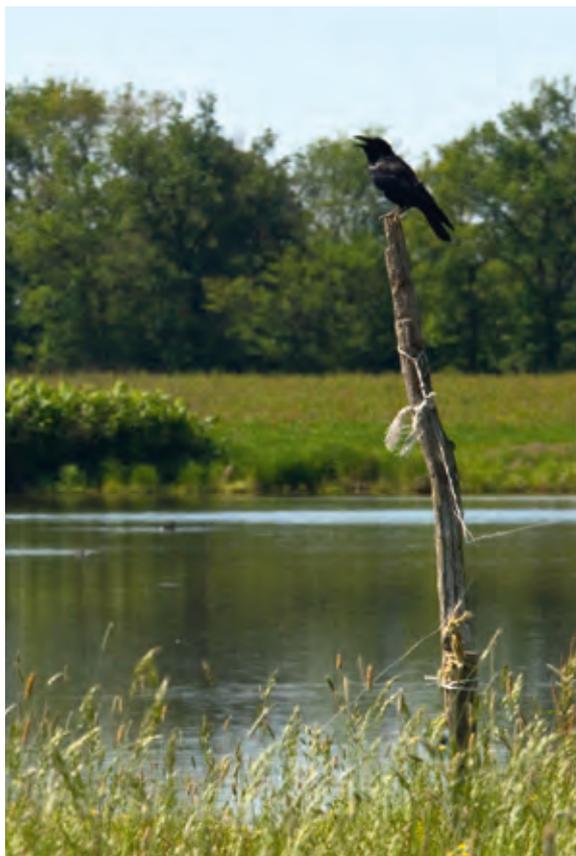


▲ Agriculture intensive en bordure d'étang

© M. Bennebergui



▲ Les colonies de Mouette rieuse « protègent » les autres espèces d'oiseaux nicheurs



© M. Bennebergui

▲ Corneille à l'affût sur le bord d'un étang dombiste

Cette modification de la qualité de l'habitat autour des étangs a aussi été perçue dans le cadre d'une étude (Broyer, 2009) comparant la nidification de quatre espèces de canards nicheurs (fuligules milouin et morillon, Nette rousse et Canard chipeau) avec la présence de deux espèces d'oiseaux indicatrices de bonnes conditions de reproduction pour les canards en terme de limitation de la prédation et de présence de sites de nidification : la Mouette rieuse [57, 49, 30, 9, 89, 124, 120, 13] et le Héron pourpré [109, 1, 47]. Les couples de toutes les espèces d'anatidés étudiées ont été significativement plus nombreux sur les étangs occupés par une colonie de mouettes mais la réussite de la nidification évaluée par le rapport « nombre de nichées/nombre de couples » ne semble pas avoir été meilleure sur ces étangs. Les couples de Fuligule milouin étaient également observés plus nombreux sur les étangs où nichait le Héron pourpré mais ce n'était pas le cas pour les nichées.

Il semble donc que les conditions de nidification considérées *a priori* comme favorables (« parapluie anti-prédation » avec les mouettes, abondante végétation riveraine inondée avec le Héron pourpré) ont effectivement attiré les couples d'anatidés pour la nidification. Cependant, il ne semble pas que la réussite de la nidification ait été sensiblement améliorée sur ces étangs, contrairement à ce qui avait été observé dans d'autres études similaires. La concentration des pontes (perte des habitats prairiaux et attraction particulière de certains étangs) semble ici être susceptible de limiter l'efficacité de l'effet anti-prédation des colonies de mouettes et de la nidification sur l'eau dans les roselières. De

nombreuses études montrent en effet l'existence d'une densité-dépendance des taux de prédation sur les nids [108, 23, 38, 50, 115, 72, 42]. Les prédateurs pourraient ainsi être conduits à intensifier leur recherche de proies sur les lieux où celles-ci se concentrent, d'autant plus que la ressource disponible tend à se raréfier avec la diminution des populations nicheuses d'anatidés.

Des faux nids avec des œufs remplis de paraffine (89 nids disposés en périphérie de 13 étangs dombistes) ont été utilisés pour étudier cette modification des relations prédateurs-proies (Broyer *et al.*, 1995).

La Corneille noire a été identifiée comme étant le principal prédateur des pontes d'anatidés (48.6 %). La prédation par les rongeurs, notamment le Surmulot, atteignait 20 % des cas, tandis que la Fouine (ou la Martre) était concernée à hauteur de 17 %. L'impact observé du Putois ou des chiens errants était peu important (2,9 %) (Broyer *et al.*, 1987a).

Une nette différence comportementale a été observée entre corvidés, Fouine et rongeurs : les corvidés (Corneille) semblent être particulièrement redoutables en début de saison (mi-avril à mi-mai), lorsque la végétation n'est pas encore développée ; la Fouine manifesterait un pic d'activité en fin de saison (début juin) ; les rongeurs (Surmulot) séviraient à tout moment de la saison.

Encadré 3**Les limites de la régulation des prédateurs et l'efficacité du couvert protecteur**

D'après Broyer *et al.* (1995), Broyer et Fournier (1993).

Suite au constat de l'importance de leur prédation sur les pontes d'anatidés, une expérience de régulation des corneilles noires a été réalisée. 350 à 400 corneilles ont été piégées chaque année en bordure de 12 étangs pendant trois printemps consécutifs. Une réduction de 30 % du taux de prédation des pontes postiches a été observée dès la deuxième année en mai mais pas en juin, où d'autres prédateurs (Surmulot, Busard des roseaux, Fouine ou canidés) ont pris le relais. Cela pourrait en partie s'expliquer par l'évolution de la hauteur du couvert végétal à partir de la fin mai (Broyer *et al.* 1987a) qui semble favoriser les mammifères prédateurs [83, 52, 101, 71].

Cette expérience de limitation, à l'échelle de l'étang, des effectifs de corneilles, permet de la recommander comme un moyen d'améliorer le succès à l'éclosion des pontes précoces (mai), après au moins deux années de piégeage.

Il est cependant important de préciser que la recherche d'une amélioration de la productivité d'anatidés, à travers une limitation des effectifs de prédateurs, est une entreprise très difficile, rarement couronnée de succès [57, 51, 102].

Des mesures de limitation de l'impact des prédateurs peuvent être prises quand le phénomène atteint une certaine intensité : aménagement des habitats (création d'îlots peu accessibles aux prédateurs terrestres) et surtout présence d'un couvert dense et élevé contribuant à atténuer la prédation de la Corneille sachant que le rôle protecteur du couvert n'est vraiment efficace que si la dissimulation du nid est égale ou supérieure à 75 % (Broyer et Fournier, 1993).

La reconstitution de prairies en bordure d'étang qui seraient fauchées tardivement (*voir chapitre suivant*) pourrait fournir des sites supplémentaires aux canards de surface pour diluer les nids et limiter l'efficacité de la prédation.

Les études menées montrent que, pour que la gestion des prairies réponde aux exigences écologiques des anatidés nicheurs, elle doit être compatible avec les cycles reproducteurs, et présenter simultanément :

- un couvert végétal disponible assez tôt (fin avril ou début mai) ;
- un calendrier de fenaison suffisamment tardif (fin juin au plus tôt) ;

Les parcelles à ensilage d'herbe offrent un couvert précoce et dense, et constituent de ce fait un véritable piège écologique : les canes y trouvent un site adapté à leur nidification et y sont attirées, mais la fauche précoce en avril-mai condamne les pontes.

Par ailleurs, l'efficacité d'un couvert comme protection contre les prédateurs est théoriquement plus efficace dans les grands ensembles prairiaux, non fragmentés, où la recherche du nid est plus difficile.

1.4.2 La nidification du Vanneau huppé dans les cultures de printemps en Dombes, un piège écologique

D'après Broyer et Benmergui (1998).

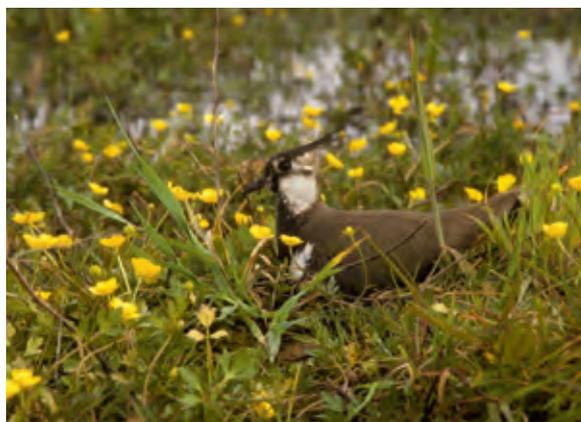
Une importante diminution de la population de vanneaux huppés nichant en Dombes a été observée à la fin du XX^e siècle. En 1961, la population dombiste était évaluée à 2 000 couples [107]. Au début des années 1990, le nombre de couples de vanneaux huppés nichant en Dombes n'était plus que de 200 à 300 (ONC, inédit). Pour tenter d'expliquer ce phénomène, une étude des facteurs d'échec de sa reproduction, a été réalisée de 1990 à 1993, sur un échantillon de colonies réparties sur l'ensemble de la région (100 000 hectares).

Pour nidifier, les vanneaux ont utilisé les grèves des étangs exondées dès le début du printemps ou les cultures. Malgré la présence de plus d'un millier d'étangs en Dombes, les vanneaux ont principalement installé leur nid dans les cultures et en particulier les cultures de printemps (maïs, tournesol, soja). Mais la réussite de la reproduction y a été plus faible que sur les vasières des étangs (1.3). Ces pontes ont été détruites principalement par des prédateurs (29 %) et par des travaux agricoles (25,7 %).

Impact de la gestion des prairies sur la nidification des anatidés

D'après Broyer (2000) et Martinez (2010).

Corrélativement à une perte de surfaces d'habitat prairial en Dombes, les modes de production de fourrages se sont intensifiés, avec par exemple l'ensilage d'herbe directement responsable de la destruction de 13 à 19 % des pontes de Colvert et de 10 % de celles du Chipeau au milieu des années 1980 (Broyer *et al.*, 1987 a et b).



© M. Benmergui

▲ Vanneau huppé nichant en bordure d'étang

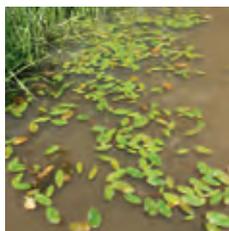
Ces cultures de printemps sont en effet très attractives pour les oiseaux et disponibles plus tôt en saison mais constituent un piège écologique pour les vanneaux qui les privilégient pour nicher.

L'importante diminution de l'effectif reproducteur de cette région trouverait donc son explication dans une faible productivité.

► **À retenir : les principaux facteurs influençant la biodiversité des étangs**

Les résultats de l'approche multi-indicateurs présentés dans cette première partie ont permis d'identifier certains facteurs d'habitat à même de maximiser la richesse taxonomique des principaux groupes de faune et de flore ou qui répondent aux exigences écologiques de plusieurs espèces remarquables. Ces travaux confirment et précisent l'importance de la végétation aquatique pour la biodiversité et mettent en avant le rôle central des invertébrés dans les différents compartiments de l'écosystème.

Les principaux enseignements sont les suivants :



Le bon développement d'**herbiers aquatiques** conditionne la richesse taxonomique des invertébrés aquatiques et la richesse spécifique de l'avifaune nicheuse. L'abondance des invertébrés peut varier selon la nature des herbiers (flore dominante). L'abondance

des herbiers détermine également les conditions alimentaires nécessaires aux anatidés nicheurs, en favorisant les invertébrés recherchés en période de reproduction lorsque leur recouvrement est de 20 à 40 % de la surface totale en eau. Les herbiers produisent également des graines fortement consommées par les anatidés en période internuptiale. En Dombes, la raréfaction des herbiers est probablement la cause principale de la chute de la population nicheuse de Guifette moustac.



La présence de **roselières** a une influence optimale sur la richesse spécifique de l'avifaune nicheuse lorsque leur superficie dépasse 10 à 15 % de la surface totale de l'étang. La surface des roselières influence également de manière prépondérante la nidification

des canards plongeurs et peut compenser une faible densité d'invertébrés dans le sédiment. Elles doivent être bien inondées au printemps (quelques dizaines à une soixantaine de centimètres maximum environ). Au-dessus d'une surface \geq à 7,5 % de la surface de l'étang, la roselière influence également l'abondance des invertébrés des herbiers qui se développent au printemps (pour un recouvrement \geq 10 %) en leur fournissant probablement un refuge avant.



Les **ceintures de végétation aquatique de hauteur moyenne** (0,60 mètre) présentes sur plus de 60 % du périmètre du plan d'eau, comportant des clairières d'eau libre et connectée sur une longueur supérieure à 100 mètres à des boisements riverains qui occupent au total 30 % à 80 % de la périphérie de l'étang, constituent en Dombes l'habitat privilégié de la Leucorrhine à gros thorax et plus largement de bon nombre d'autres espèces d'odonates.



L'exondation estivale précoce des **vasières**, dès le mois de juin, favorise la flore remarquable. Cet habitat est également important pour la nidification du Vanneau huppé et plus largement des limicoles en général.



Les ressources alimentaires en invertébrés du **sédiment** influencent la distribution des couples de canards plongeurs sur les étangs. Une faible abondance des invertébrés du sédiment peut être compensée par une surface importante de roselière.



L'existence de **prairies** aux abords des étangs est un facteur qui influence la réussite de la reproduction des canards de surface, en permettant une dilution des nids face à la prédation. Le rôle protecteur du couvert végétal n'est vraiment efficace que si la dissimulation

des nids est égale ou supérieure à 75 %. Pour être compatibles avec les cycles reproducteurs des oiseaux, les prairies doivent présenter simultanément un couvert végétal disponible assez tôt (fin avril, début mai) et un calendrier de fenaison suffisamment tardif (fin juin au plus tôt). Les parcelles agricoles peuvent toutefois constituer un piège écologique pour les espèces d'oiseaux qui y sont attirés pour nicher (prairies d'ensilage pour les anatidés et cultures de printemps pour le Vanneau huppé).

LES CONDITIONS NÉCESSAIRES À LA PRÉSENCE ET À LA PRÉSERVATION DES HABITATS DE LA FAUNE ET DE LA FLORE DES ÉTANGS

2

Les conditions nécessaires à la présence et à la préservation des habitats de la faune et de la flore des étangs

Dans cet écosystème artificiel qu'est un étang continental, la présence des principaux habitats de la faune et la flore dépend fortement des orientations de gestion choisies par le gestionnaire, en relation avec le contexte particulier de sa région (pédologie, spécificités régionales des pratiques, environnement des étangs, etc.).

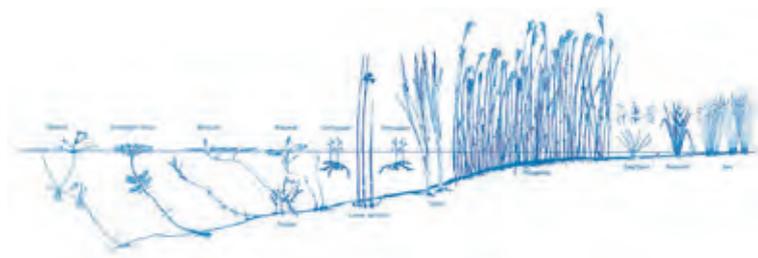
L'influence de certaines pratiques aux conséquences assez simples à prédire peut se résumer en quelques lignes (on comprend aisément que le « racleage » des berges avec enlèvement de la végétation au profit du volume d'eau pour la pisciculture ne sera pas favorable à la nidification des oiseaux !). Par contre, les effets complexes de l'assec, de la fertilisation, du nourrissage ou de l'activité agricole périphérique nécessitent des études poussées pour identifier les mécanismes à l'œuvre. La connaissance encore imparfaite du fonctionnement de l'étang et de son environnement oblige assez souvent à rester pour le moment au stade des hypothèses.

C'est pourquoi cette seconde partie présente les connaissances objectives acquises par l'ONCFS sur les conditions nécessaires à la présence des habitats dans un ordre tenant compte de ces différents niveaux d'analyses : si les conditions énoncées dans les deux premiers chapitres (profil des berges en pente douce et gestion de la végétation) constituent un socle de recommandations applicables très généralement, les suivantes ne peuvent faire l'objet d'un classement véritablement objectif. Les conditions de développement des habitats sont souvent multiples comme c'est le cas pour les herbiers aquatiques (herbivorie et faucardage limités, bonne qualité du sédiment et de la transparence de l'eau, elle-même conditionnée par le chargement piscicole et/ou la fertilisation et/ou la qualité de l'eau du bassin versant). Leur importance respective va dépendre du contexte spécifique de chaque région (la limitation du chargement piscicole n'aura de sens que dans les régions comme la Dombes où une certaine intensification des pratiques est observée). D'autres conditions comme la présence d'espèces exotiques envahissantes susceptibles de provoquer des déséquilibres écologiques sont importantes à prendre en compte mais sortent du champ des connaissances acquises par l'ONCFS. Elles sont abordées en collaboration avec des spécialistes. Enfin, nous avons choisi de traiter en conclusion la condition *sine qua non* de toutes les précédentes : la pérennité du gestionnaire.

2.1 Le profil des berges (en pente douce)

Une berge en pente douce, une lame d'eau ne dépassant pas une soixantaine de centimètres, constitue la condition la plus propice à l'implantation de roselières inondées au printemps, favorables aux oiseaux nicheurs (1.1.1), ou au développement de végétation basse accueillante pour les odonates (1.1.2). Un tel profil de berge sera aussi déterminant pour que puisse apparaître assez tôt en saison des vasières favorables aux limicoles et à la flore remarquable (1.3).

▼ *Exemple de répartition des ceintures végétales autour d'un étang de la Dombes*



Source : ONCFS, station de la Dombes (1998)

Si la pente des berges est trop importante, il est possible de privilégier le haut-fond, que l'on pourrait décrire comme une « île submergée », dans l'objectif d'améliorer l'accueil de l'avifaune.

Dans le cas d'étangs suffisamment vastes, les deux principes (pente douce et haut-fond) peuvent être combinés : les déblais issus d'un profilage en pente douce pouvant, à des profondeurs voisines d'un mètre, être utilisés pour constituer des hauts-fonds (ONCFS station de la Dombes, 1998).

2.2 La gestion de la végétation aquatique

Si un profil de berge adéquat permet naturellement son bon développement, encore faut-il que la végétation soit ensuite gérée favorablement.

La première partie de ce document a montré que l'abondance de la végétation aquatique est un facteur influent pour la faune des étangs (indicateurs oiseaux et invertébrés). Une bonne gestion de la végétation devra rechercher ou préserver la présence de ceintures riveraines sur 10 à 15 % de la surface de l'étang ainsi que des surfaces d'herbiers comprises entre 20 et 40 %.

Lorsque la surface des herbiers aquatiques atteint des proportions excessives pour les objectifs piscicoles, un faucardage partiel peut être une option envisageable. Il doit tenir compte de la présence d'oiseaux nicheurs et ne pas impacter le potentiel d'accueil pour les invertébrés.

© P. Monnier/ONCFS



▲ Gestion de la roselière de l'étang des Landres (Der)

L'inondation des ceintures de végétation est indispensable pour l'accueil de l'avifaune la plus caractéristique de l'écosystème et pour les invertébrés au printemps (1.1.1 et 1.1.2). La dynamique naturelle d'accumulation de la matière organique aura tendance à provoquer à terme le colmatage des berges, l'atterrissement de leurs formations végétales et la diminution de la surface en eau. Une roselière ou une jonchaie doit ainsi être entretenue régulièrement si l'on souhaite conserver ses meilleures capacités d'accueil pour la faune.

Les ouvertures dans la végétation, que ce soit dans les ceintures riveraines ou au sein des surfaces d'herbiers aquatiques, augmentent la qualité de l'habitat pour les oiseaux et les invertébrés (1.1.2 et 1.1.3) en multipliant les lisières entre végétation et eau libre. La création de clairières ou de chenaux dans les zones de végétation au couvert devenu trop compact avec le temps peut permettre de régénérer ou d'accroître les bonnes conditions d'accueil pour l'avifaune et les invertébrés. Il faut cependant avoir à l'esprit que ces ouvertures vont également faciliter l'accès des herbivores comme le ragondin au cœur des massifs de végétation jusque là préservés. Le nombre et l'ampleur de ces ouvertures doivent ainsi être raisonnés en fonction des surfaces de végétation disponibles et de la pression des herbivores (2.4.1).

L'envahissement par les ligneux des ceintures de végétation aquatique est de façon générale à éviter. Un ourlet de saule longeant une ceinture de végétation basse peut être favorable aux odonates (1.1.2), un massif de saules peut permettre l'implantation d'une colonie de hérons. Il n'est cependant pas souhaitable de laisser la végétation ligneuse s'avancer jusqu'au contact de l'eau sur un périmètre important de l'étang. Le boisement supplante alors les ceintures de végétation herbacée.

© S. Richier/ONCFS



▲ Différents stades d'envahissement des ceintures de végétation aquatiques par les ligneux en Sologne

2.3 La pratique de l'assec

L'assec correspond à la période pendant laquelle un étang est maintenu vide. Son rôle principal est la minéralisation des vases. Il est aussi l'occasion de réaliser les opérations nécessaires au bon entretien de l'étang : réfection de la digue, curage, gestion du profil de l'étang et de la végétation aquatique.

De nombreux gestionnaires sont conscients des avantages de l'assec, sur le plan piscicole ou sur le plan écologique. Pourtant, il est plus ou moins fréquemment pratiqué selon les régions (seulement tous les 7-15 ans en Sologne [11], au contraire fréquemment mis en œuvre en Dombes, en moyenne tous les cinq ans) (Benmergui et Broyer 2010). Cependant, les preuves irréfutables de son influence effective sur la biodiversité sont encore assez fragmentaires.



▲ L'assec est l'occasion de réaliser les travaux d'entretien de l'étang

© M. Benmergui

2.3.1 L'intérêt de l'assec pour le développement de la végétation aquatique

Les bénéfices immédiats pour l'avifaune

Les travaux de l'ONCFS sur le régime alimentaire des anatidés en période hivernale et la sélection de l'habitat par les cygnes tuberculés ont confirmé l'importance de l'assec pour les oiseaux (1.1.1 page 10) : générant le développement de nombreux végétaux dont les graines sont consommées par les canards (renouées, rumex, etc.), l'assec permet de constituer un réservoir trophique attractif.

L'assec est-il bénéfique pour les herbiers aquatiques ?

D'après Broyer et Curtet (2010).

Le drainage périodique par un assec a été suggéré comme une méthode de gestion efficace pour promouvoir la croissance des herbiers aquatiques après le remplissage de l'étang [53, 3]. En Dombes, certains végétaux flottants comme la Renoucle aquatique semblent ainsi plus fréquents dans les deux années qui suivent un assec (ONCFS, station de la Dombes, 1998). Cependant l'assec n'est pas la seule variable agissant sur le développement des herbiers et son rôle spécifique n'a pas pour l'instant été formellement établi en Dombes.

La périodicité de l'assec semble influencer l'évolution des ceintures de végétation.

D'après ONCFS, station de la Dombes (2011).

Une étude par photo-interprétation de l'évolution des ceintures de végétation sur un pas de temps de quatre ans (2005 à 2009) a été réalisée en 2011 sur un échantillon de 149 étangs dans le cadre du suivi du site Natura 2000 de la Dombes. Les résultats obtenus suggèrent qu'il est préférable de maintenir une périodicité soutenue des assecs pour favoriser les ceintures de végétation puisque les évolutions des superficies étaient les plus favorables pour les étangs en première ou seconde année d'évo- lage. Cette hypothèse semble cohérente avec les bénéfices observés de l'assec pour réduire efficacement l'impact du Ragondin sur les ceintures de végétation (2.4.1).

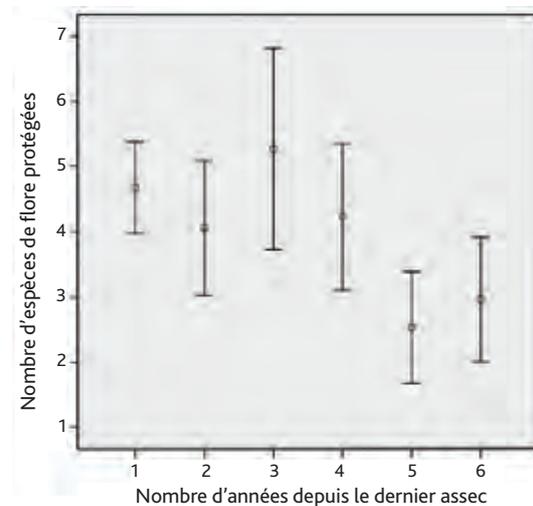
2.3.2 Les modes de gestion de l'assec en Dombes induisent une forte variabilité de la présence des vasières

D'après Broyer *et al.* (1997), Broyer et Curtet (2012).

Les études menées en Dombes sur l'influence des pratiques piscicoles indiquent que la moindre fréquence de l'assec a des conséquences plutôt négatives sur la flore. Par rapport à une moyenne de la richesse spécifique des plantes protégées de $4,1 \pm 2,9$ (extrêmes : 0-15 espèces), le nombre d'espèces

► Figure 18

Variation de la richesse spécifique de la flore protégée selon le nombre d'année depuis le dernier assec (180 étangs Dombes 2006-2008)



rencontrées dans les étangs étudiés un à quatre ans après l'assec était de $4,6 (\pm 2,9)$ contre $2,9 (\pm 2,2)$ dans les étangs non drainés depuis au moins cinq ans ($F_{1, 178} = 11,908$, $p = 0,001$). La diversité des espèces de la flore protégée diminue globalement à partir de la cinquième année d'évo- lage (figure 18).

L'explication provient du mode de gestion de l'assec spécifique à la Dombes : si au moment de l'assec, les étangs cultivés, notamment en maïs, sont les moins propices à la flore, ils deviennent les plus riches en espèces remarquables l'année suivant leur remplissage. Le labour sur la totalité de l'étang, en éliminant la végétation en place, rend les berges plates plus favorables aux espèces annuelles (*Limosella aquatica*, *Lythrum hyssopifolia*, *Lindernia procumbens*, *Juncus pygmaeus*, *Elatine triandra*, *Corrigiola littoralis*, *Eleocharis ovata*, *Schoenoplectus supinus*) ou pérennes vulnérables (*Damasonium alisma*, *Eleocharis ovata*, *Luronium natans*, *Marsilea quadrifolia*, *Pilularia globulifera*) poussant dans les zones non envahies par les ceintures de végétation (*Phragmites communis*, *Typha latifolia* et *T. angustifolia*, *Scirpus lacustris*, *Phalaris arundinacea*, *Juncus effusus* ou *J. conglomeratus*). Des observations similaires ont été faites ailleurs par d'autres auteurs [28, 32, 110].

Ce constat des effets de l'assec sur les espèces végétales annuelles remarquables suggère qu'un contrôle artificiel de la dynamique du couvert végétal dense peut contribuer à prévenir la disparition de certaines espèces végétales vulnérables, y compris dans les étangs eutrophisés.

C'est, pour conclure, un choix à faire entre le maintien de ceintures végétales (favorables à l'avifaune et aux invertébrés) et la régénération de vasières (pour la flore remarquable mais également pour les limicoles).

2.3.3 L'assec, une pratique bénéfique pour les invertébrés du sédiment ?

D'après Broyer et Calenge (2010).

Les densités moyennes de biomasse d'invertébrés mesurées dans les sédiments des étangs de la Dombes sont plus élevées qu'en Brenne, Forez et Champagne (voir figure 15, chapitre 1.2). Il est possible que la pratique régulière de l'assec, spécifique à la Dombes (une année sur quatre en moyenne), puisse expliquer ce résultat.

2.4 Une herbivorie limitée

Le bon développement des ceintures de végétation et des herbiers aquatiques, si importants pour la biodiversité des étangs, peut être contrarié par l'action de certains herbivores. L'ONCFS a cherché à mesurer l'impact du Ragondin sur les ceintures de végétation et celui du Cygne tuberculé sur les herbiers aquatiques de la Dombes.

2.4.1 Un impact majeur et multiple du Ragondin sur la végétation aquatique

D'après Curtet *et al.*, (2004a), Curtet *et al.*, (2008), Curtet *et al.*, (2010).

La présence du Ragondin sur les étangs pose des problèmes bien connus d'étanchéité des digues. Il peut également impacter les formations végétales rivulaires telles que la phragmitaie et la typhaie. Cet impact du Ragondin sur la végétation naturelle est resté longtemps sous-estimé alors même que l'espèce a été utilisée dès les premières années de son introduction comme faucardeur d'étang en Sologne par exemple (F. Léger com. pers.).

Dans les années 1990, le Ragondin a été suspecté d'être un facteur limitant pour la reprise de la végétation lors d'un programme de restauration de roselières mené par l'ONCFS en Dombes et sur la réserve fluviale de Printegarde sur le Rhône. En Champagne humide, il avait également été observé, dans des conditions de forte variation du niveau d'eau, un pourrissement des rhizomes d'hélophytes suite à l'abrouissement des tiges sur les roselières des étangs du Grand Coulon et des Landres (Mouronval, 1996).



© M. Benmergui

▲ Le Ragondin, un faucardeur redoutable de la végétation aquatique

L'impact du Ragondin sur la végétation a alors été étudié grâce à l'utilisation d'un système d'exclos grillagés permettant de comparer la dynamique des végétaux préservés du Ragondin par des grillages avec un témoin (végétaux sans protection).

Ce système a permis de montrer l'impact majeur de l'espèce :

1 Dans le cadre d'opérations de restauration de roselières (Curtet *et al.*, 2004a ; Curtet *et al.*, 2008 ; Curtet, 2007) qui ont échoué du fait de l'action du Ragondin, avec un impact en chaîne sur l'habitat de l'avifaune aquatique.

2 Pour le maintien ou l'extension de roselières en place (Curtet *et al.*, 2010). En Dombes, la régression des ceintures de végétation constatée entre 1994 et 2005 peut être considérée en partie comme une conséquence de l'activité du Ragondin sur les étangs (Curtet *et al.*, 2010)

L'impact des ragondins sur la végétation est multiple.

1 Ils provoquent une forte diminution de la densité et de la hauteur moyenne des tiges, ne permettant pas la formation d'un couvert végétal propice à la nidification.

2 Ils semblent accéder plus facilement aux pousses du côté aquatique bloquant ainsi la progression de la roselière vers la zone en eau de l'étang et la constitution de roselières sur des zones isolées.

3 Le pâturage régulier par les ragondins peut altérer le potentiel de croissance de la végétation. A terme, même dans le cas d'une roselière qui se développe à partir de rhizomes riches en ressources énergétiques assurant dans un premier temps la repousse de jeunes tiges, la roselière risque de disparaître par épuisement des ressources des rhizomes.

Les bénéfices de l'assec et l'importance du piégeage ont été démontrés pour réduire efficacement son impact (Curtet *et al.*, 2008).



© G. Zanetty

▲ Dispositif de suivi du développement de la végétation sur un étang dombiste huit semaines après sa mise en place. À gauche : exclos grillagé avec développement de la roselière. À droite : témoin caractérisé par l'absence de développement de roselière (ONCFS, 2002).

2.4.2 L'impact significatif du Cygne tuberculé sur les herbiers dans le contexte de la Dombes

La forte expansion démographique du Cygne tuberculé, observée depuis quelques décennies en France (Fouque *et al.*, 2007) et sur certaines régions d'étangs comme la Dombes (Benmergui *et al.*, 2005), coïncide avec l'apparition de déséquilibres écologiques (diminution des herbiers aquatiques, etc.) et a fait craindre aux gestionnaires des étangs un impact de cette espèce protégée sur divers compartiments de l'écosystème étang, avec des conséquences en chaînes sur la socio-économie du système :

- compétition « cygnes-anatidés » perturbant la reproduction de ces derniers ;
- consommation des herbiers aquatiques avec des conséquences dommageables pour les frayères.



© M. Benmergui

▲ Groupe de cygnes s'alimentant sur un herbier aquatique (Dombes)

Des demandes de régulation ont d'ailleurs été reçues au Conseil national de protection de la nature (CNPN) pour les grandes régions d'étangs depuis 2004 (Fouque *et al.*, 2007).

Face à ce constat, une thèse de doctorat sur l'impact écologique du Cygne tuberculé en régions d'étangs a été initiée en Dombes en 2007 par l'ONCFS (Gayet, 2010).

Les résultats obtenus avec 96 exclos sur 24 étangs montrent que les cygnes tuberculés peuvent générer une diminution importante des herbiers aquatiques, et par suite des effets en cascade sur les autres communautés des étangs piscicoles. Une pression forte et précoce des cygnes au début du développement végétatif des herbiers aquatiques (mai) peut ainsi contribuer à faire disparaître les herbiers des étangs. L'effet du pâturage des cygnes sur la présence des herbiers aquatiques est cependant plus flagrant durant les stades plus avancés du développement végétatif (juin et juillet), indépendamment du niveau trophique des étangs ou de la pression des cygnes.

Une évaluation de l'impact potentiel des cygnes doit être replacée dans le contexte de la Dombes où d'autres facteurs sont susceptibles d'agir sur le développement des herbiers aquatiques (2.8).

► Encadré 4

Le Cygne tuberculé, espèce indicatrice de la qualité de l'écosystème dombiste en termes de ressources alimentaires pour les autres oiseaux d'eau

Bien que le cygne puisse développer un comportement territorial intra ou interspécifique dans des contextes écologiques particuliers, les études menées par l'ONCFS en Dombes (Broyer, 2009, Gayet 2010) n'ont relevé aucun effet de la présence de cygnes tuberculés sur l'abondance des oiseaux d'eau, ni aucune forme d'exclusion spatiale à l'échelle de l'étang.

L'abondance des oiseaux d'eau est même plus forte sur les sites où les couples de cygnes sont présents. C'est particulièrement vrai pour les espèces qui partagent des exigences écologiques avec les cygnes : foulque et Nette rousse au régime herbivore, Fuligule milouin très lié aux herbiers aquatiques, canards plongeurs en général (Broyer 2009, Gayet *et al.*, 2010).

« Si une forme de compétition devait s'exprimer entre le cygne et les oiseaux d'eau, elle pourrait davantage résulter de mécanismes indirects induits par la réduction du couvert en herbiers aquatiques dans les étangs. » (Gayet *et al.*, 2011b)

La convergence de leurs exigences écologiques peut faire de la présence de cygnes reproducteurs l'indication de conditions favorables pour les autres oiseaux d'eau (Gayet *et al.*, 2011c).

2.5 La qualité physico-chimique du sédiment et la transparence de l'eau favorables aux herbiers aquatiques

D'après Broyer et Curtet (2012).

Dans le contexte de raréfaction des herbiers aquatiques observée en Dombes en lien avec le déclin de la population de Guifette moustac, l'ONCFS a cherché à améliorer la connaissance des conditions régissant l'apparition d'herbiers. Si l'on sait que les pratiques piscicoles peuvent avoir un impact direct (exemples : faucardage massif par le gestionnaire, affouillement par les carpes) ou indirect (diminution de la transparence de l'eau *via* la fertilisation et/ou l'augmentation de la biomasse piscicole, voir chapitres suivants), les conditions physico-chimiques du sédiment et de transparence de l'eau favorables à l'apparition d'herbiers aquatiques ne sont pas encore clairement identifiées.

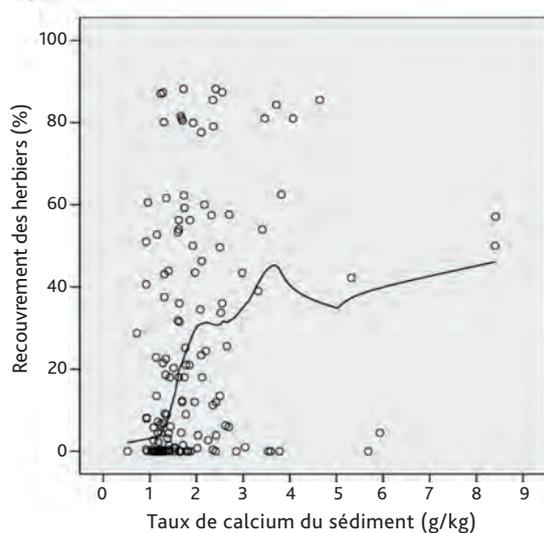
Sur un échantillon de 180 étangs de la Dombes a été étudiée la relation entre le recouvrement des herbiers sur la surface des plans d'eau et la transparence de l'eau et des teneurs du sédiment en phosphore, azote et calcium.

Les résultats indiquent que l'abondance des herbiers aquatiques est associée en Dombes à une teneur du sédiment en calcium supérieure à 2 mg/g (*figure 19*) et à une transparence

de l'eau supérieure à 50 cm en mars-avril (figure 20), conditions à rechercher pour permettre aux herbiers d'atteindre des surfaces intermédiaires comprises entre 20 et 40 % environ, optimales pour les invertébrés et les anatidés nicheurs (1.1.3).

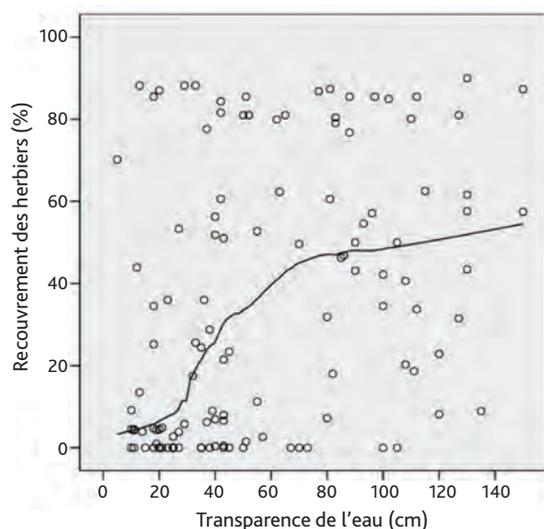
► Figure 19

Variation du recouvrement des herbiers aquatiques en fonction du taux de calcium du sédiment (Dombes 2006-2008)



► Figure 20

Variation du recouvrement des herbiers aquatiques en fonction de la transparence de l'eau (Dombes 2006-2008)



2.6 La biomasse en cyprinidés

D'après Broyer et Curtet (2011a), Broyer et Curtet (2012).

La surabondance du poisson, les cyprinidés en particulier (carpes), est susceptible d'influencer la biodiversité des étangs de plusieurs manières.

- Les herbiers : influence directe de leurs conditions de développement par effet mécanique de l'affouillement des sédiments



© S. Richier/ONCFS

▲ Herbiers aquatiques arrachés dans le contexte d'une concentration excessive de carpes (étang de la Horre, Champagne humide)

sur les systèmes racinaires des végétaux et la mise en suspension des vases au détriment de la transparence de l'eau [34, 82].

- Les invertébrés : la prédation par les poissons étant susceptible d'influer sur leur abondance et la composition de leurs communautés [114, 99, 33], on peut s'attendre à ce que leur biomasse ou leur richesse taxonomique soient affectées négativement par l'augmentation du chargement piscicole.

- Les anatidés : il a déjà été démontré que la compétition pour les invertébrés par les poissons pouvait déterminer quels plans d'eau sont choisis par les oiseaux d'eau pour la nidification [123]. L'abondance des invertébrés dans les herbiers étant un facteur agissant sur la distribution des anatidés nicheurs (1.1.3), la question de la possibilité d'une concurrence avec les poissons pour cette source de nourriture se pose sur les étangs piscicoles.

Les travaux de l'ONCFS menés en Brenne et en Dombes ont donc cherché à évaluer l'influence de la biomasse piscicole vis-à-vis de ces facteurs en cherchant à mettre en évidence l'existence de seuils sur le chargement piscicole.

2.6.1 Influence de l'augmentation de la biomasse piscicole sur les herbiers aquatiques et ses conséquences sur l'avifaune

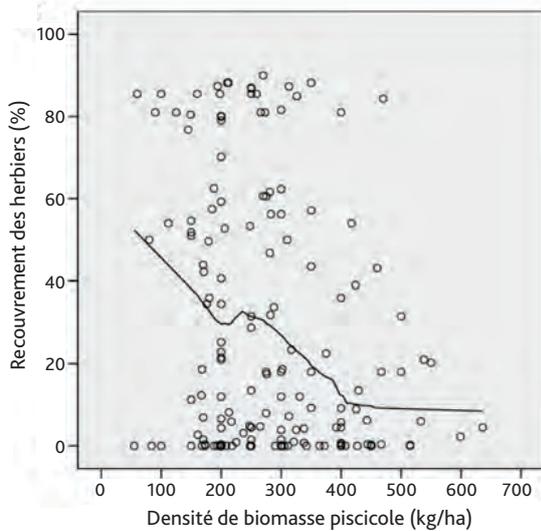
D'après Broyer et Curtet (2012).

Les résultats d'études menées en Dombes confirment que le recouvrement total des herbiers aquatiques diminue lorsqu'augmente la biomasse piscicole (figure 21). L'impact du rendement piscicole devient flagrant au dessus de 350-400 kg/hectares. Dans ces conditions, les recouvrements d'herbiers supérieurs à 20 % sont alors moins fréquemment observés.

Or, il a été établi au chapitre 1.1.3 que les capacités d'accueil optimales des étangs pour les canards en Dombes se caractérisent par des recouvrements d'herbiers supérieurs à 20 % de la superficie totale des étangs. Sous ce seuil de 20 %, la biomasse disponible en invertébrés tend à se raréfier et la densité des anatidés ainsi que la taille de leurs nichées diminuent.

► **Figure 21**

Recouvrement des herbiers en fonction de la densité de la biomasse piscicole



Plus généralement, la richesse spécifique de l'avifaune nicheuse étant liée au recouvrement des herbiers (1.1.1), le rendement piscicole, en tant que facteur agissant sur la présence de ces herbiers, a aussi par conséquent un impact sur la richesse spécifique des oiseaux nicheurs.

De nombreuses études fournissent des preuves convergentes sur l'impact de la carpe sur les herbiers dans les systèmes aquatiques peu profonds lorsque le chargement piscicole est au-dessus de 350 à 400 kg/hectare [20, 34, 82, 22, 79]. À Ismaning (Allemagne), une biomasse de carpes de 450 kg/hectares est corrélée à une turbidité accrue et une diminution de la disponibilité des microalgues, des herbiers et des invertébrés, affectant fortement l'utilisation des étangs par les oiseaux aquatiques, qu'ils soient herbivores, carnivores ou omnivores [43]. En République tchèque, un autre auteur [87] a estimé que « *les étangs avec des conditions appropriées pour la reproduction des oiseaux d'eau sont celles ayant une densité des stocks de poissons de moins de 400 kg/hectare et une transparence de l'eau de plus de 50 cm* », ce qui correspond aux résultats obtenus en Dombes (2.5).

Dans un contexte d'intensification des pratiques piscicoles, une augmentation de la biomasse en cyprinidés peut donc affecter, à partir d'un seuil de 350-400 kg/hectare, via la diminution des herbiers, les peuplements d'oiseaux d'eau qui dépendent de cette végétation et le potentiel alimentaire constitué par les invertébrés.

2.6.2 La végétation aquatique joue-t-elle un rôle de protection des invertébrés vis-à-vis de la prédation des carpes ?

D'après Broyer et Curtet (2011b).

Bien que les poissons puissent théoriquement réduire l'abondance et affecter la composition des communautés d'invertébrés [85, 93, 125, 103], les travaux menés en Dombes, en Brenne et

dans le Forez n'ont pas mis en évidence d'influence majeure de la variation de la charge piscicole des étangs sur la richesse taxonomique ou les densités de biomasse des invertébrés aquatiques échantillonnés dans les herbiers aquatiques, sauf lorsque celle-ci influe trop directement sur le recouvrement des herbiers (*chapitre précédent*).

Ce résultat suggère que les herbiers aquatiques et les ceintures de végétation pourraient constituer des abris efficaces contre la prédation des carpes. Il a effectivement déjà été montré que les herbiers pouvaient agir comme des refuges pour les invertébrés et donc réduire potentiellement l'effet de la prédation [25]. En Dombes, les ceintures riveraines de végétation basse semblent également fournir à la Leucorrhine à gros thorax des conditions de reproduction sécurisées dans des étangs où la biomasse piscicole peut atteindre 800 kg ha⁻¹ (1.1.2 page 15), alors que cette espèce utilise généralement des habitats aquatiques où les poissons sont absents [122].

2.6.3 L'augmentation de la biomasse piscicole peut induire une concurrence trophique entre poissons et canards nicheurs

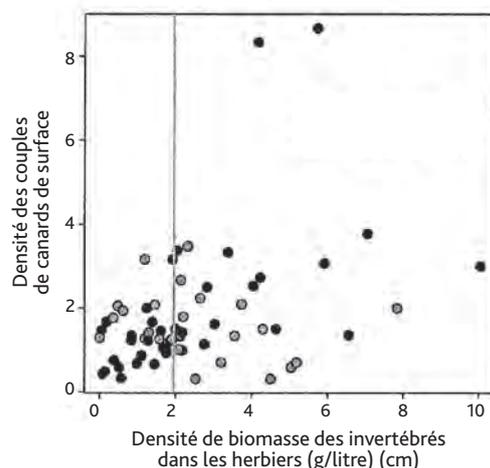
D'après Broyer et Calenge (2010), Broyer (2006).

L'étude menée dans les principales régions d'étangs piscicoles françaises sur les facteurs influençant la nidification des anatidés indique que la densité des couples de canards de surface tend à augmenter avec l'abondance des ressources alimentaires dans les herbiers aquatiques, sous réserve que la biomasse piscicole ne soit pas trop élevée (*figure 22*). L'interaction dans les modèles statistiques de ces deux variables suggère que la biomasse piscicole est potentiellement un facteur limitant pour l'installation des canards de surface *via* une possible concurrence trophique.

D'autres auteurs ont également montré que l'augmentation du chargement en carpes sur les étangs tchèques se faisait au détriment des capacités d'accueil des milouins adultes [98] et de leurs nichées [88, 2].

► **Figure 22**

Variation de la densité des couples de canards de surface (nombre/racine carrée de la surface) en Brenne et en Dombes selon les variables explicatives incluses dans le modèle : densité de biomasse piscicole (ronds noirs : faible < 220kg/ha ; ronds gris : fort ≥ 220 kg/ha) et densité de biomasse en invertébrés dans les herbiers aquatiques



2.7 Le contexte trophique

D'après Broyer et Curtet (2011a), Broyer et Curtet (2011b), Broyer et Curtet (2012), Broyer (2007).

Fertilisation organique ou minérale, chaulage, alimentation supplémentaire pour le poisson, font partie des pratiques piscicoles qui peuvent être mises en œuvre pour augmenter artificiellement la productivité (figure 23, en Brenne la densité moyenne de poisson double entre les étangs non fertilisés (215, 9 kg.ha⁻¹) et les étangs les plus fertilisés (441,9 kg.ha⁻¹).

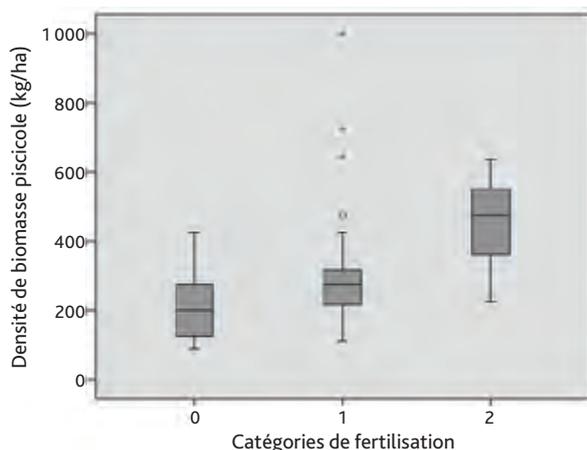
Or, l'apport de fertilisants, en favorisant l'augmentation de la biomasse du phytoplancton, peut modifier la transparence de l'eau et par suite affecter le développement des herbiers aquatiques. L'eutrophisation pourrait aussi être néfaste à certains éléments vulnérables de la flore aquatique des étangs, comme par exemple la rare Caldésie en Brenne [94].

Une augmentation de la biomasse piscicole obtenue par la fertilisation présente le risque d'augmenter la concurrence entre poisson et anatidés comme on l'a vu au chapitre précédent.

L'ONCFS a cherché à comprendre les effets spécifiques des amendements et du nourrissage des poissons en Dombes et en Brenne sur la biodiversité.

► Figure 23

Variation de la biomasse piscicole en fonction de catégories de fertilisation (0 : non fertilisé n=17 ; 1 : fertilisation organique ou inorganique n = 31 ; 2 : fertilisation organique et inorganique n=11) (Brenne, 1999-2001)



2.7.1 L'influence de la fertilisation sur les invertébrés et sur la reproduction des canards plongeurs

D'après Broyer et Calenge (2010), Broyer et Curtet (2011a), Broyer (2007).

Dans l'étude menée en Brenne de 1999 à 2001 sur 75 étangs (Broyer et Curtet, 2011a), la quantité de fertilisants organiques se monte habituellement à environ 500 kg.ha⁻¹ comme c'est le cas traditionnellement dans les complexes d'étangs piscicoles français

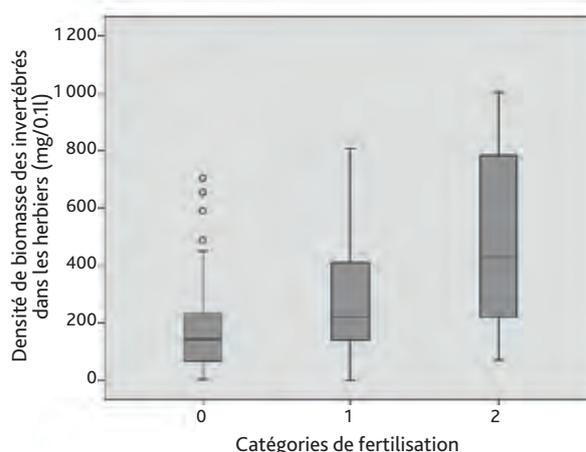
[10]. La fertilisation inorganique correspond généralement à 20-35 kg.ha⁻¹ d'azote.

En Brenne, nous avons constaté que la biomasse des invertébrés inféodés aux herbiers aquatiques, proies potentielles des canards, est plus élevée dans les étangs recevant une fertilisation organique et inorganique que dans les étangs sans fertilisation (figure 24). L'abondance des herbiers ne différaient pas entre les différentes catégories de fertilisation. Des résultats similaires ont été obtenus avec les anatidés : la densité des nichées d'anatidés était plus importante dans les étangs avec une fertilisation organique et inorganique que dans les étangs non fertilisés ou ceux fertilisés avec uniquement soit un fertilisant organique, soit un fertilisant inorganique (figure 25).

Cet effet positif de la fertilisation piscicole a également été décelé sur le rapport « nombre de nichées/nombre de couples » chez les canards plongeurs en Brenne et en Dombes (figure 26).

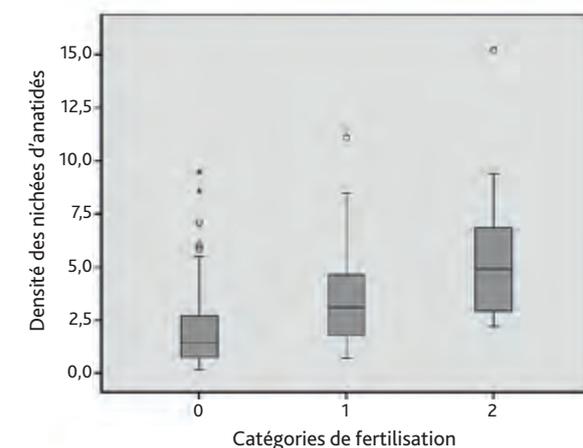
► Figure 24

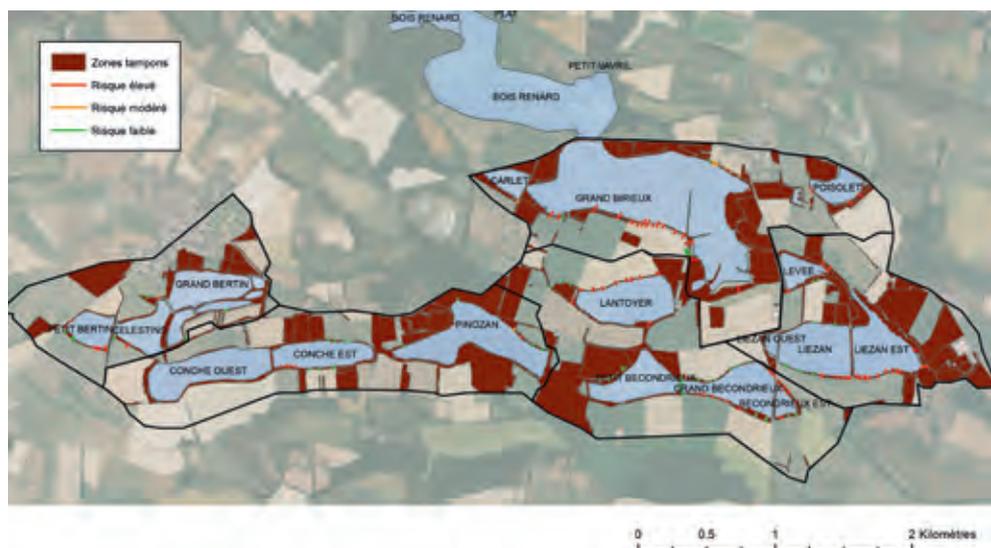
Variation de la densité de biomasse des invertébrés dans les herbiers aquatiques selon les catégories de fertilisation (0 : non fertilisé n=17 ; 1 : fertilisation organique ou inorganique n=31 ; 2 : fertilisation organique et inorganique n=11) (Brenne, 1999-2001)



► Figure 25

Variation de la densité des nichées d'anatidés (n : racine carrée de la surface des étangs) selon les catégories de fertilisation (0 : non fertilisé n=17 ; 1 : fertilisation organique ou inorganique n=31 ; 2 : fertilisation organique et inorganique n=11) (Brenne, 1999-2001)





▲ Cartographie des risques de transfert direct de phytosanitaires et de fertilisants dans les étangs du bassin versant du Grand Birieux

- des expérimentations pour améliorer la qualité des eaux de ruissellement en provenance du bassin versant et les pratiques de gestion des étangs ;
- le suivi d'indicateurs permettant de mesurer les effets de ces expérimentations.

Deux hypothèses ont structuré ces travaux en cours : l'influence des pesticides et le niveau trophique (éléments nutritifs).

2.9 Une agriculture riveraine qui permet la présence d'habitats en périphérie des étangs

D'après Broyer (2012).

Le chapitre 1.4.1 a abordé l'importance du rôle joué par les espaces agricoles riverains pour la biodiversité des étangs en offrant à l'avifaune des habitats complémentaires : les prairies environnantes peuvent constituer des zones de nidification favorables aux canards de surface, les cultures attirer les vanneaux nicheurs.

Mais ces espèces qui nichent au sol sont directement exposées aux traitements culturaux et à la récolte du couvert végétal au sein duquel sont dissimulés les pontes ou les jeunes encore en cours d'élevage. L'intensification de l'agriculture menace cette avifaune principalement par la mortalité qui résulte de fauches trop précoces, par la raréfaction de la ressource alimentaire (invertébrés en période de reproduction, graines disponibles en période internuptiale), par un surcroît de prédation sur les nids dans des paysages agraires simplifiés ou dans des espaces prairiaux fragmentés. Ce phénomène général qui touche les prairies est bien illustré par le cas du déclin des canards de la Dombes (1.4.1).

Des mesures agri-environnementales (MAE) ont été conçues pour limiter les effets négatifs de l'agriculture intensifiée, en particulier sur les prairies. Si quelques réels succès ont été obtenus,



© Sylvain Richier/ONCFS

▲ La transformation des prairies riveraines des étangs en culture céréalières a eu un impact majeur sur la nidification des anatidés en Dombes



© M. Benmergui

▲ Les prairies offrent un habitat complémentaire important pour l'avifaune des étangs nichant au sol

les résultats ont souvent été décevants à cause d'un déficit en connaissances opérationnelles sur les comportements ou l'écologie des espèces.

L'ensemble des enseignements acquis sur l'écosystème prairial, dans le contexte des travaux sur la Dombes ou plus largement dans le cadre de l'Observatoire national de

l'écosystème prairie de fauche (ONEPF), permet de déduire les grands principes qu'une agriculture durablement compatible avec la reproduction des espèces nichant au sol devrait suivre :

- préserver les prairies restantes sur de grands ensembles non fragmentés ;
- gérer les prairies pour que les oiseaux disposent d'un couvert végétal disponible précocement (avril ou début mai) ;
- privilégier des fauches tardives (fin juin au plus tôt). Pour que l'exploitant ne soit pas pénalisé par une moindre qualité du fourrage récolté, l'absence ou la modération de la fertilisation des prairies doit permettre de favoriser la diversité de la flore au sein de laquelle les espèces les plus tardives contribueront au maintien de la valeur nutritive de l'herbe. La gestion en sera ainsi facilitée, notamment au regard du calendrier de la fenaison ;
- éviter l'ensilage et le maïs intensif qui constituent des pièges écologiques pour les oiseaux nichant au sol.

2.10 La présence d'espèces exotiques envahissantes susceptibles de causer de forts déséquilibres écologiques sur les étangs

Les caractéristiques de l'écosystème « étang continental » (fragilité de l'équilibre dynamique entre gestion et biodiversité, communications entre plans d'eau facilitées par les vidanges en chaîne, les déplacements des gestionnaires et les transferts de poissons au sein des complexes d'étangs, etc.) le rendent particulièrement sensible au risque d'invasion biologique et à ses conséquences sur la biodiversité.

Le contrôle de plusieurs espèces envahissantes est de plus en plus une condition majeure pour la biodiversité des étangs. Certaines sont malheureusement déjà bien présentes dans plusieurs régions d'étangs : les deux espèces de Jussie (Brenne, Sologne, Dombes, Forez, etc.), la Grenouille taureau (Sologne) et l'Écrevisse de Louisiane (Brenne, apparition en Sologne). D'autres plantes amphibies invasives émergentes commencent à être observées comme le Myriophylle du Brésil (Brenne), les élodées (Brenne, Sologne), ou l'Hydrocotyle fausse renoncule (Sologne). La présence du Ragondin, espèce plus anciennement installée dans la plupart des régions d'étangs et déjà traitée au chapitre 2.4.1 est également à prendre en compte.

2.10.1 L'exemple des Jussies [27], de l'Écrevisse de Louisiane [7] et de la Grenouille taureau [8]

Avec la collaboration de Sarat E. et Dutartre A.

© M. Benmergui



▲ Étang de Dombes complètement envahi par la Jussie

L'invasion de plans d'eau par les jussies a de forts impacts sur les habitats, la flore et la faune dès que les superficies occupées deviennent importantes : impacts hydrauliques (réduction des sections mouillées), compétition avec les plantes indigènes, banalisation des habitats pour la faune, impacts physico-chimiques (cycles d'oxygène dissous et de pH, matières organiques), réduction de la biodiversité (mais sans preuve de disparition d'espèces).

Leur développement peut également induire des nuisances sur les usages (exemples : pisciculture, chasse).

D'autres espèces amphibies comme le Myriophylle du Brésil ou immergées comme certaines espèces d'Hydrocharitacées (lagarosiphon, égéria) peuvent également fortement perturber le fonctionnement écologique des plans d'eau.

Hormis les menaces directes que constituent pour la survie des espèces autochtones la présence de l'Écrevisse de Louisiane et de la Grenouille taureau (prédation directe et compétition interspécifique, possibilité de transmission de pathologies, en particulier la chytridiomycose, reconnue comme une cause majeure d'extinction pour les amphibiens et l'aphanomycose ou « peste » des écrevisses dont l'Écrevisse de Louisiane peut être porteuse saine), c'est surtout leurs capacités à perturber l'équilibre de l'écosystème étang qui sont les plus inquiétantes.

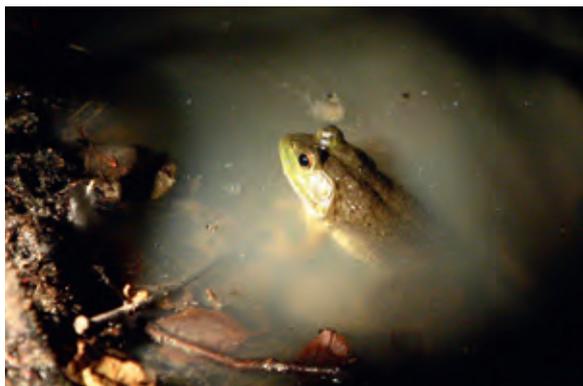
L'écrevisse de Louisiane creuse dans les berges des galeries pour s'abriter pouvant atteindre deux mètres de profondeur. Cette activité excavatrice accroît la turbidité de l'eau et peut endommager les berges et les digues. La dégradation qu'elle induit sur les herbiers aquatiques, principaux supports de ponte pour de nombreuses espèces de poissons, abris pour les invertébrés, sites de nidification pour les oiseaux, constitue une atteinte extrêmement dommageable à l'habitat de la faune. La présence de cette écrevisse constitue une perturbation majeure des réseaux trophiques en finissant par occuper une place centrale dans l'écosystème colonisé. Elle explique par exemple certaines des proliférations de cyanobactéries dans des plans d'eau d'où ont disparu les hydrophytes consommées par les écrevisses.



© S. Richier/ONCFS

▲ L'Écrevisse de Louisiane, perturbation majeure des réseaux trophiques

Les observations faites en Sologne sur la Grenouille taureau, les caractéristiques biologiques et écologiques de l'espèce, laissent également suspecter d'importantes perturbations de l'équilibre de l'écosystème en interférant dans les réseaux trophiques et la succession d'espèces.



▲ Grenouille taureau sur un étang de Sologne

Les expériences de gestion (et les difficultés rencontrées dans leur mise en œuvre) de ces espèces montrent qu'il est important de prendre de nombreuses précautions et qu'il n'existe pas de « solution miracle ». C'est par une combinaison de plusieurs stratégies de gestion à mettre en place sur le moyen terme que les meilleurs résultats seront généralement obtenus. Les coûts, la durée et l'évaluation de ces opérations doivent être autant que possible anticipés lors de la mise en place d'opérations de gestion. Il est également important de rappeler que la priorité des gestionnaires doit s'orienter vers la détection précoce et une réponse rapide, seules à même d'espérer l'éradication ou au moins une régulation efficace des espèces et la limitation des coûts d'intervention.

Pour en savoir plus sur les expériences de gestion : www.gt-ibma.eu

► À retenir : les principales conditions nécessaires à la présence et à la préservation des habitats de la faune et de la flore des étangs

Les conditions présentées dans cette seconde partie concernent presque toutes la présence et le développement de la végétation aquatique, facteur central influant sur la biodiversité des étangs :

La présence d'un **profil de berge en pente douce** est la première des conditions à respecter pour permettre l'implantation de végétation aquatique (favorable aux oiseaux et aux invertébrés) et l'apparition de vasière (pour la flore remarquable).

Étant donné l'évolution naturelle du milieu vers le colmatage et le boisement, un **entretien de cette végétation** est indispensable pour espérer conserver son potentiel d'accueil.

L'**assec** permet de réaliser ces travaux de gestion. Sa pratique régulière (tous les quatre ou cinq ans) est favorable à la flore remarquable et probablement aux limicoles, quand elle est l'occasion de régénérer des vasières. L'assec génère le développement de nombreux végétaux dont les graines sont consommées par les canards pendant l'hivernage. Il représente également un répit pour la végétation aquatique vis-à-vis de la **déprédation des herbivores** comme le Ragondin dont l'impact sur les ceintures végétales a été démontré en Dombes. Ses populations doivent être limitées au maximum. L'impact du Cygne tuberculé sur les herbiers a également été établi, dans le contexte de la Dombes où d'autres facteurs de dégradation sont également à l'œuvre.

Une présence significative d'herbiers aquatiques est associée en Dombes à une **teneur en calcium du sédiment** supérieure à 2 mg/g et à une **transparence de l'eau** supérieure à 50 cm en avril.

La **biomasse en cyprinidés**, dans un contexte d'intensification de la gestion piscicole, semble être un des facteurs les plus influents sur la biodiversité :

– en impactant les herbiers par affouillement et diminution de la transparence de l'eau à partir d'un seuil de 350-400 kg/ha ;

– en créant une compétition alimentaire avec les oiseaux d'eau, en particulier les canards de surface.

Le **contexte trophique** joue également un rôle important sur la biodiversité. L'abondance des invertébrés dans les herbiers aquatiques a tendance à être plus forte lorsqu'une fertilisation organique et inorganique est pratiquée. La disponibilité croissante des aliments des carpes fournie par le nourrissage ou la fertilisation semble également influencer positivement la reproduction des canards, en diminuant la compétition avec les poissons, probablement tant que le développement des herbiers n'est pas radicalement perturbé. L'absence d'impact de la fertilisation observé sur la flore domibiste serait le résultat d'un effet passé qui aurait fait disparaître les espèces sensibles.

Les pratiques agricoles dans les bassins versants auraient logiquement une part de responsabilité dans la régression des herbiers aquatiques de la Dombes, *via la qualité de l'eau*. L'ONCFS mène actuellement un programme expérimental partenarial à l'échelle du bassin versant de l'étang du Grand Birieux pour tester deux hypothèses : l'influence des pesticides et le niveau trophique.

Une agriculture durablement compatible avec la reproduction des espèces d'oiseaux nichant au sol doit promouvoir le maintien de prairies sur de grands ensembles non fragmentés et une gestion qui tienne compte des exigences écologiques des espèces : couvert végétal disponible en avril ou début mai, fauche tardive fin juin au plus tôt couplée avec une absence ou une faible fertilisation des prairies. L'ensilage et le maïs intensif qui constituent des pièges écologiques pour les oiseaux nichant au sol sont à éviter.

La prise en compte le plus précocement possible de la présence d'**espèces exotiques envahissantes** susceptibles de causer de forts déséquilibres écologiques sur les étangs est aujourd'hui une condition majeure pour espérer conserver les potentialités d'accueil des plans d'eau.

2.11 La pérennité du gestionnaire, condition indispensable à celle de l'écosystème

Contre les phénomènes naturels de colmatage, entretenir les ouvrages hydrauliques ou contenir la végétation ligneuse nécessitent la mise en œuvre de travaux souvent lourds, limiter l'herbivorie implique de réguler efficacement les ragondins. Souvent, les conditions favorables à la biodiversité qui ont été identifiées dans les pages précédentes nécessitent une action de gestion ou de contrôle avec un coût plus ou moins important. La pérennité d'un gestionnaire est donc indispensable à celle de l'écosystème.



▲ Grands Cormorans en pêche

Si quelques étangs peuvent être gérés par des structures environnementalistes spécialisées, la plupart d'entre eux le sont par des particuliers, notamment des pisciculteurs ou des chasseurs. L'avenir de la filière piscicole n'est donc pas indifférent à la préservation de la biodiversité.

L'accroissement observé ces deux dernières décennies des populations d'oiseaux piscivores (Grand Cormoran, Héron cendré, Aigrette garzette et Grande Aigrette) en Dombes comme dans les autres régions d'étangs piscicoles françaises, et l'impact sur les bilans piscicoles est une question fréquemment posée (Broyer *et al.*, 1993).

Pour cette raison, l'ONCFS a voulu mesurer l'impact de la prédation du Grand Cormoran et du Héron cendré, les deux espèces les plus régulièrement mises en cause par les exploitants, à travers différentes approches.

- Suivi du Grand Cormoran en Dombes et expérimentation de méthodes de dissuasion (Broyer *et al.*, 1993).
- Étude du régime alimentaire du Grand Cormoran en Dombes et en Brenne (Broyer, 1996).
- Thèse sur l'incidence de la prédation, notamment celle du Héron cendré, sur la production piscicole des étangs en Dombes, co-encadrée par l'ONCFS (Allex, 1999).
- Analyse des dénombrements réalisés de 1991-1992 à 2000-2001 pour comprendre l'impact des mesures d'effarouchement et de régulation sur les populations de Grand Cormoran (Broyer *et al.*, 2002).
- Étude de l'impact des prélèvements exercé par le Héron cendré et la proportion de poissons blessés par les oiseaux piscivores sur la productivité des étangs piscicoles (Broyer *et al.*, 2005).

► Encadré 5

Caractéristiques des prélèvements réalisés par les grands cormorans et les hérons cendrés



▲ Grand Cormoran



▲ Héron cendré

La quantité prélevée de poisson commercialisable dans une saison inter-nuptiale par le Grand Cormoran a été estimée dans les années 1990 entre 18 et 56 tonnes en Dombes (ce qui équivaut à environ 2,5 % de la production annuelle totale) et entre 13,5 et 42 tonnes en Brenne. 84 % des poissons capturés dans chaque région appartiennent à des espèces commercialisables.

La ration quotidienne moyenne des grands cormorans a été estimée à 444 g par individu par jour en Dombes (un chiffre assez élevé comparé aux données obtenues en Europe) et 297 g en Brenne.

En Dombes, l'impact du Héron cendré est surtout concentré sur la période de vidange juste avant les pêches, phase vulnérable du cycle de l'élevage piscicole. Les hérons habituellement territoriaux y deviennent grégaires et leur densité est dix fois plus élevée que sur les étangs pleins.

Leur prélèvement individuel quotidien paraît être deux fois plus élevé à cette période (730 g contre 369 g après les pêches). En moyenne, les prélèvements effectués par les hérons pendant la vidange représentent environ 3 % de la biomasse piscicole récoltée. Un prélèvement maximal a été évalué sur quelques étangs à 20 % de la biomasse récoltée (sur un échantillon de 73 étangs), suite notamment à d'importantes concentrations de hérons cendrés et de grandes aigrettes.

En Dombes, la ration quotidienne du Héron cendré a été évaluée à 730 g par individu pendant les pêches.

Les principaux résultats de ces travaux sont présentés dans ce chapitre.

La consommation moyenne du Grand Cormoran en période interuptiale ou celle du Héron cendré en période de vidange, de l'ordre de 2,5-3 % de la biomasse piscicole récoltée par les pisciculteurs (*encadré 5*), semble tolérable pour les pisciculteurs mais des pics bien plus importants sont parfois observés sur certains étangs et constituent une ponction significative sur le revenu de la pêche. À cela s'ajoute une proportion de poissons blessés de manière générale par les oiseaux piscivores estimée à 3,1 % de la biomasse piscicole récoltée (*encadré 6*).

Les prélèvements non évalués du Héron cendré et du Grand Cormoran peu après les empoisonnements peuvent enfin correspondre à un préjudice important dans la mesure où il y a perte d'individus jeunes appelés à se développer jusqu'à la récolte.

Les modalités de l'impact des deux espèces diffèrent mais le résultat sur la production apparaît globalement équivalent.

Le préjudice global occasionné par les prélèvements et les blessures aux poissons réalisés par les différentes espèces peut donc s'avérer très lourd lorsque toutes les conditions défavorables sont réunies.

► Encadré 6

Caractéristiques des blessures causées aux poissons par les grands cormorans et les hérons cendrés (étude en Dombes)



▲ Exemple de blessure occasionnée par un oiseau piscivore

- La proportion de poissons blessés par les oiseaux piscivores est estimée à 3,1 % de la biomasse récoltée par les pisciculteurs.
- Les oiseaux piscivores blessent plus les brochets (moindre biomasse mais meilleure valeur marchande) alors que les carpes (biomasse la plus importante mais la moins rentable) sont peu fréquemment blessées.
- Le Héron cendré blesse plus que le Grand Cormoran (dans l'étude, entre 65 et 90 % des poissons blessés le sont par des hérons). Peu d'étangs restent totalement indemnes de l'incidence du Héron cendré.
- L'impact du Grand Cormoran apparaît concentré sur quelques étangs, où la proportion de poissons blessés peut être très importante.

LES ACTEURS DE LA GESTION DES ÉTANGS ET LEUR RÔLE DANS LA PRÉSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

3

Les acteurs de la gestion des étangs et leur rôle dans la préservation de la biodiversité

La seconde partie a passé en revue les principales conditions nécessaires à la présence et à la préservation des habitats de la faune et de la flore en concluant sur l'importance primordiale de la pérennité du gestionnaire. La gestion des étangs piscicoles est historiquement assurée par le pisciculteur. Elle peut dépendre également aujourd'hui du chasseur et/ou de l'agriculteur selon les contextes locaux, comme l'a illustré une thèse initiée par l'ONCFS sur l'incidence des modes de gestion des étangs piscicoles sur les ceintures de végétation et l'avifaune nicheuse de plusieurs régions d'étangs [11]. Si le modèle des étangs dombistes met en scène ces trois acteurs à un niveau sensiblement équivalent, d'autres régions comme la Brenne font apparaître la primauté du pisciculteur sur le chasseur, dans un environnement maintenu ouvert par l'agriculteur. Au contraire, le modèle des étangs solognots met en avant la pratique de la chasse comme activité directrice de la gestion des étangs dans un contexte de déprise piscicole et agricole importante. En Champagne humide vient s'ajouter un quatrième acteur, le pêcheur à la ligne, tandis que dans le Forez, qui subit une déprise piscicole récente, la question du rôle alternatif du chasseur se pose.

Conscients de cette diversité de situations, nous avons choisi de présenter dans cette troisième partie comment l'activité de chacun des acteurs peut, de manière générale, contribuer à maintenir ou créer les conditions favorables à la biodiversité énoncées précédemment.

3.1 Le pisciculteur

L'étang est pour le pisciculteur un outil de production. Le pisciculteur s'intéresse au fonctionnement écologique de l'étang et à la contribution de toutes ses composantes au cycle de production du poisson : la végétation aquatique abrite les alevins et les pontes pour de nombreuses espèces de poissons, sert d'habitat pour leurs proies (larves d'invertébrés aquatiques, mollusques, etc.) [4]. Phytoplancton, ceintures de végétation et herbiers aquatiques assurent la production primaire de l'étang dont va dépendre en grande partie tout le cycle biologique de l'étang. De la qualité de l'eau et du sédiment va dépendre également la capacité de production de l'étang [4].

L'évolution naturelle de l'écosystème vers le comblement oblige le pisciculteur à ajuster perpétuellement sa gestion pour maintenir son outil de production fonctionnel. L'équilibre ainsi entretenu a permis historiquement de réunir des conditions favorables à la pisciculture extensive et à la biodiversité dans les grandes régions d'étangs piscicoles françaises. Le rôle du pisciculteur est donc central dans la préservation de la biodiversité des étangs.



© M. Bennequin

Dans le contexte économique difficile dans lequel il se trouve, le pisciculteur peut être tenté de modifier l'équilibre issu de la gestion traditionnelle en intensifiant la production ou au contraire en abandonnant son activité.

Les travaux menés actuellement en Sologne et dans le Forez dans le cadre du pôle visent à décrire les conséquences de la déprise piscicole sur certains indicateurs de biodiversité. Les effets de l'intensification¹ sur la biodiversité ont par contre déjà fait l'objet de plusieurs études (Broyer et Curtet 2011a, Broyer et Curtet 2011b, Broyer et Curtet 2012) dont quelques résultats ont été abordés séparément dans plusieurs chapitres (2.6 et 2.7). Le présent chapitre sur le rôle du pisciculteur est l'occasion d'en faire la synthèse.

Dans le contexte dombiste, l'étude menée sur 180 étangs (Broyer et Curtet, 2012) laisse apparaître que l'intensification de la pisciculture, définie par l'existence d'une fertilisation spécifique et du chaulage, l'apport d'un complément alimentaire pour le poisson, et des rendements de plus de 350 kg/ha, ne permet pas d'expliquer la variabilité observée de la richesse en espèces des trois indicateurs utilisés (flore protégée, herbiers aquatiques et avifaune nicheuse).

La richesse floristique en espèces protégées a au contraire été la mieux expliquée par la fréquence de l'assec (2.3.2) (il semble cependant probable que les effets de la fertilisation aient déjà fait disparaître les espèces les plus sensibles, 2.7.2).

¹ Relativement modérée dans le contexte français globalement extensif en comparaison de celui de l'Europe centrale (Lutz, 2003)

La richesse en oiseaux nicheurs varie avec l'abondance de la végétation aquatique (herbiers et roselières ; 1.1.7) plutôt qu'en fonction du gradient d'intensification. Nous avons observé de même en Brenne que le chargement piscicole, la biomasse en invertébrés et la densité des nichées de canards pouvaient augmenter simultanément avec la fertilisation de l'étang effectuée par les pisciculteurs aussi longtemps que la végétation aquatique n'était pas affectée (Broyer et Curtet, 2011a) (2.7.1).

Les communautés d'invertébrés inféodés aux herbiers aquatiques étudiées en Brenne, Dombes et Forez, sont également principalement affectées par les impacts de l'intensification de la pisciculture sur le développement de la végétation aquatique (Broyer et Curtet, 2011b).

L'absence de relation entre la richesse floristique des herbiers aquatiques ou leur recouvrement et l'intensification piscicole a été contrebalancée par l'effet observé de l'interaction entre la transparence de l'eau (2.5) et le chargement piscicole (2.6) (Broyer et Curtet, 2012). Dans l'ensemble, c'est l'effet le plus significatif sur la biodiversité parmi les différents paramètres mesurés de l'intensification piscicole.

© S. Richier/ONCFS



▲ Le chargement piscicole est le paramètre de l'intensification piscicole dont l'effet semble le plus significatif sur la biodiversité

Pour résumer, nos résultats semblent indiquer que la tolérance du pisciculteur vis-à-vis de la végétation aquatique serait susceptible d'atténuer certains effets de l'intensification piscicole sur la biodiversité. Mais dès que le pisciculteur renforce la production de poissons au détriment de la végétation aquatique, augmentant la turbidité de l'eau par la fertilisation et le développement du phytoplancton, par le chargement piscicole en carpes au-delà

d'un certain seuil, par le décapage des berges pour augmenter le volume d'eau, la pisciculture commence à avoir un effet négatif sur l'écosystème (Broyer et Curtet, 2012).

Le pisciculteur désireux de pratiquer une aquaculture durable, respectueuse de la biodiversité, cherchera donc à appliquer les quelques principes de gestion suivants :

- Gérer les berges pour qu'elles présentent sur une partie au moins du périmètre de l'étang, un profil en pente douce permettant l'existence à une échelle suffisante de l'un des habitats suivants :

- roselière pour l'avifaune nicheuse (influence optimale à partir d'une surface de 10-15 % de celle de l'étang) ;
- ceinture de végétation basse pour les odonates (sur plus de 60 % du périmètre, comportant des clairières, connectée sur plus de 100 m à un boisement riverain occupant 30 % à 80 % du pourtour de l'étang) ;
- vasière précoce pour la flore remarquable (dès le mois de juin) et pour les limicoles.

- Tolérer le développement d'herbiers aquatiques dans des proportions suffisantes pour les invertébrés et l'avifaune nicheuse (recouvrement idéal entre 20 et 40 % de la surface en eau pour les invertébrés et les anatidés).



© M. Benmergui

▲ Faucardage partiel d'un herbier aquatique (ici de la Châtaine d'eau)

- Pratiquer régulièrement l'assec pour favoriser la flore remarquable en régénérant des vasières, reconstituer un réservoir trophique, attractif notamment pour les oiseaux, constituer un répit pour la végétation aquatique vis-à-vis des herbivores et d'une manière générale, pour réaliser tous les travaux de gestion nécessaires à l'entretien de l'étang.

- Modérer la biomasse piscicole sous un seuil de 350-400 kg/ha pour permettre un développement suffisant des herbiers aquatiques et limiter la compétition alimentaire avec les oiseaux.

- Contrôler la charge en éléments nutritifs du sédiment et de l'eau pour garder l'eau claire et éviter par exemple un état de turbidité permanent dominé par le phytoplancton défavorable aux herbiers (transparence optimale pour les herbiers supérieure à 50 cm en Dombes).

- Participer à la veille sur les espèces exotiques envahissantes, prendre les précautions nécessaires pour éviter leur dissémination et contribuer à leur contrôle.

- Contribuer à la limitation de l'impact des oiseaux piscivores sur la pisciculture : dans le cadre réglementaire, régulation du Grand cormoran et effarouchement du Héron cendré en période de vidange des étangs (10 à 30 jours en moyenne suivant la surface des plans d'eau) lorsque leur densité sur l'étang franchit le seuil de tolérance (moyenne de 1 individu/ha en Dombes) (Broyer *et al.* 2005).

3.2 Le chasseur



▲ Chasse à la « passée » sur un étang de Dombes

L'étang est pour le chasseur de gibier d'eau autant un support pour la chasse qu'un habitat pour la reproduction des oiseaux. Le chasseur s'intéresse ainsi toute l'année à l'optimisation des capacités d'accueil des étangs pour les oiseaux d'eau. Ces capacités d'accueil sont assurées par plusieurs composantes des étangs. Les ceintures de végétation fournissent abris et sites de nidification aux anatidés (1.1.1). Les herbiers aquatiques sont pourvoyeurs de graines recherchées par les canards et accueillent les invertébrés dont ils se nourrissent en période de reproduction (1.1.1 et 1.1.3). La végétation qui se développe pendant l'assec, de manière spontanée ou cultivée, joue un rôle important dans l'alimentation des canards durant l'hivernage (1.1.1). Un sédiment de qualité abrite des invertébrés qu'affectionnent les canards plongeurs (1.2.1). La présence de vasières attirent les limicoles, certains pour la reproduction si les conditions le permettent, la plupart pour une halte migratoire (1.3).

Par son intérêt pour l'entretien des habitats de l'avifaune chassable, le chasseur peut jouer un rôle complémentaire à celui du pisciculteur dans la préservation de la biodiversité des étangs. En Dombes, la vocation cynégétique des étangs est par exemple favorable au maintien des berges en pente douce et des ceintures de végétation aquatique (Broyer *et al.*, 1997). De manière plus générale, dans les régions d'étangs piscicoles françaises, l'influence socio-économique de la chasse au gibier d'eau a contribué à tempérer la mise en œuvre des régimes de pisciculture les plus intensifiés observés en Europe centrale (Broyer et Curtet, 2012).



▲ Exemple d'artificialisation de l'habitat de reproduction des anatidés ne contribuant pas à la préservation de la biodiversité : les nichoirs sont posés indépendamment d'une gestion favorable à la végétation aquatique

Cependant, la gestion effectuée par le chasseur peut de manière évidente devenir problématique dans certains cas : en Dombes par exemple, il arrive que certains étangs soient systématiquement vidés au printemps ou pire encore affectés annuellement à la culture céréalière pour n'être remplis que juste avant l'ouverture de la chasse. Ce qui empêche de ce fait toute contribution à la nidification des anatidés comme de l'ensemble de l'avifaune aquatique ! En Sologne, certains étangs semblent n'être plus que des plans d'eau supports pour le gibier d'élevage, impliquant une réduction de la fréquence de vidange et de mise en assec au détriment de l'entretien des habitats.

Les travaux en cours en Sologne sur l'influence de la déprise piscicole et le rôle alternatif d'une chasse durable pour le maintien de la biodiversité visent au contraire à donner au chasseur un rôle positif dans la gestion de l'écosystème.

D'ores et déjà, le chasseur souhaitant pratiquer une chasse durable et bénéfique pour la biodiversité pourra reprendre à son compte les recommandations énoncées au chapitre précédent : favoriser les habitats de la faune et de la flore (roselière, ceinture de végétation basse, vasière précoce, herbiers aquatiques), pratiquer l'assec, participer à la veille et au contrôle des espèces exotiques envahissantes, en particulier le ragondin qui impacte directement l'habitat des oiseaux, et contribuer à la régulation du Grand Cormoran dans le cadre réglementaire.



▲ L'assec est favorable à l'avifaune, probablement tant qu'il n'est pas pratiqué tous les ans, supprimant ainsi la contribution de l'étang à la reproduction des oiseaux



© M. Benmegui

3.3 L'agriculteur

L'agriculteur n'apparaît pas au premier abord directement lié à la gestion de l'étang lui-même sauf quand il cultive le fond de l'étang en assec comme en Dombes ou qu'il fournit du fumier pour fertiliser l'étang.

Nous avons vu que sa contribution à la biodiversité des étangs se traduisait principalement par son rôle dans la préservation et la gestion des prairies périphériques favorables pour l'avifaune nicheuse (2.9) et par une limitation de l'ensilage et de la culture trop systématique du maïs.

Mais son rôle peut devenir beaucoup plus central quand l'intensification de ses pratiques risque d'influer sur la qualité de l'eau qui alimente les étangs en chaîne au sein d'un bassin versant (2.8). À l'inverse, l'abandon de son activité, par une baisse du transfert des nutriments vers les étangs, pourrait être un des facteurs concourant à la plus faible productivité des plans d'eau invoquée dans le phénomène de déprise piscicole que connaît par exemple la Sologne [58].

Les travaux menés actuellement en Dombes sur les liens entre la qualité de l'eau des étangs et l'agriculture ne sont pas encore assez avancés pour vous en présenter ici les principaux enseignements.

CONCLUSION

4

Conclusion

L'étang piscicole est un système artificiel et multi-usages. Nous l'avons vu, trois acteurs majeurs peuvent agir et interagir pour conditionner l'état de préservation de la biodiversité. Chacun de ces acteurs attend très normalement pour résultat de son investissement une récolte, qu'il s'agisse de poisson, de gibier ou de céréale. Connaître le point d'équilibre où la part de chacun n'enfle pas démesurément au détriment de celle de l'autre, ou encore du potentiel de biodiversité de l'étang, exige une connaissance approfondie du fonctionnement de l'écosystème. Traditionnellement, la biodiversité a été le produit implicite, non recherché, de ce fonctionnement, un sous-produit aléatoire. Les tensions socio-économiques de l'époque, la modernité et ses avatars, font que cette harmonie jadis spontanée doit être désormais activement recherchée. Alors entre en scène un quatrième acteur : l'écologue. Comprendre les interactions entre variables biotiques et abiotiques, naturelles et anthropiques, leurs effets conjugués sur les composantes les plus vulnérables de l'écosystème, est devenu une condition nécessaire pour ajuster le rôle et les limites de chacun des acteurs en présence. Évidemment, le chemin de la connaissance est long et difficile tant sont nombreux les paramètres qu'il faut considérer, tant varient les conditions particulières qui en altèrent l'expression. Le fruit des nombreuses recherches présentées dans ce document a pu faire apparaître quelques repères invariants comme par exemple le rôle central de la végétation aquatique, mais qui se compliquent aussitôt que l'on réalise que les conditions nécessaires à l'existence de certains organismes peuvent être fatales pour d'autres organismes. C'est donc un enjeu important qu'au sein d'un complexe d'étangs chaque plan d'eau puisse, selon ses potentialités propres, apporter sa contribution spécifique à l'ensemble régional auquel il appartient.

Certes, les études ont commencé à lever le voile sur les mystères de cet univers aquatique si particulier. Nous intégrons maintenant dans nos raisonnements et nos questionnements la physico-chimie de l'eau et des sédiments, les seuils souhaitables pour l'intensification de la pisciculture, l'influence des bassins-versants, la dynamique de la végétation aquatique, la prolifération d'espèces potentiellement perturbatrices, et plus généralement l'importance du gestionnaire pour empêcher l'évolution spontanée du système vers un état écologique que l'abandon appauvrirait. Beaucoup reste à faire, pour par exemple apprendre à préserver ou rétablir les herbiers de végétaux aquatiques submergés ou flottants qui régressent dans plusieurs régions piscicoles françaises. Cette synthèse sera actualisée régulièrement pour rendre compte des avancées les plus récentes.

Sachons simplement qu'en dépit de toutes les promesses de la connaissance, le gestionnaire même avisé devra se plier à l'impondérable, s'adapter aux particularités naturelles du lieu. Car malgré son essence artificielle, l'étang piscicole conserve fort heureusement une part de nature qui échappera toujours à notre contrôle.

Étang en assec

RÉFÉRENCES BIBLIO- GRAPHIQUES DE L'ONCFS SUR L'ÉCOSYSTÈME « ÉTANG PISCICOLE »

5

Références bibliographiques de l'ONCFS sur l'écosystème « étang piscicole »

- Allex I., 1999. Contribution à l'étude de l'incidence de la prédation, notamment celle du Héron cendré (*Ardea cinerea*), sur la production piscicole des étangs en Dombes. Thèse E.N.V. Lyon/ONC. 104 p.
- Barbier L. et Lett J.-M., 2001. Plan de gestion 2001-2005 de la réserve de chasse et de faune sauvage de l'étang de Malzoné. ONCFS, FDC41, 53 p.
- Barbier L., Chevallier N., Lett J.-M., 2008. Plan de gestion 2008-2012 de la réserve de chasse et de faune sauvage de l'étang de Malzoné. ONCFS, FDC41, 57 p.
- Benmergui M. et Broyer J., 2005. La guifette moustac : démographie et qualité des habitats – Étude en Dombes. *Faune sauvage*, n° 269 : 14-19.
- Benmergui M. et Broyer J., 2010. *Suivi de l'évolution des écosystèmes de la Dombes et du Val de Saône (Ain) – compte rendu pour l'année 2009 ; rapport ONCFS réalisé pour la Direction départementale des territoires de l'Ain (DDT01)*. Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS). 68 p.
- Benmergui M., Fournier J.-Y., Fouque C. et Broyer J., 2005. L'expansion du cygne tuberculé en Dombes. *Faune sauvage*, n° 266 : 22-28.
- Brault H., 2005. Plan de gestion 2005-2014 des étangs d'Outines et d'Arrigny. Réserve nationale de chasse et de faune sauvage du lac du Der-Chantecoq et des étangs d'Outines et Arrigny. ONCFS, Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres. 104 p.
- Broyer J., 1995. Gestion de l'habitat des oiseaux d'eau en Dombes. Les actions de la station de l'office national de la chasse. *Bull. Mens. Off. Natl. Chasse* 196 : 22-25.
- Broyer J., 1996. Régime alimentaire du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) dans les régions françaises de pisciculture extensive en étangs. *Nos Oiseaux*, n° 43 : 397-406.
- Broyer J., 1997. Programme 1991-1995 de préservation des zones humides d'intérêt communautaire en France : La Dombes. *Le Courrier de la Nature* 166 : 14-19
- Broyer J., 2000. La Dombes espace d'équilibre ou simple substrat pour la culture céréalière ? *Le courrier de l'Environnement de l'INRA*, n° 40.
- Broyer J., 2006. *Le milouin*. Eveil Nature. Paris : Belin 94 p.
- Broyer J., 2007. Nidification des Anatidés en France: analyses des variations dans les principales régions. *Faune sauvage*, n° 277 : 4-11.
- Broyer J., 2009. Compared distribution within a disturbed fishpond ecosystem of breeding ducks and bird species indicators of habitat quality. *Journal of Ornithology*, n° 150 : 761-68.
- Broyer J., 2012. Les pratiques agricoles en Europe – Impact sur l'avifaune. *Le Courrier de la Nature* n° 272, Spécial Protection des oiseaux, p. 54-56.
- Broyer J., Allex-Beloeil I., Gros L. et de Combaud J., 2005. Impact des oiseaux piscivores sur la production des étangs piscicoles. Etude en Dombes. *Faune sauvage*, n° 268 : 33-41.
- Broyer J. et Benmergui M., 1998. La reproduction du vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) en Dombes : productivité et facteurs d'échec. *Gibier Faune Sauvage* 15 (2) : 135-50.
- Broyer J. et Calenge C., 2010. Influence of fish farming management on duck breeding in French fish pond systems. *Hydrobiologia*, n° 637 : 173-85.
- Broyer J. et Curtet L., 2003. Gestion de l'habitat des oiseaux d'eau en Dombes : pour une prise en considération de l'impact du ragondin (*Myocastor coypus*) sur les roselières. In, *Gestion conservation des ceintures de végétation lacustre. Actes du séminaire européen, 23-26 octobre 2002*. Le Bourget du Lac : Conservatoire du patrimoine naturel de Savoie. : 145-56.
- Broyer J. et Curtet L., 2010. The influence of macrophyte beds on ducks breeding on fishponds of the Dombes region, France. *Wildfowl*, n° 60 : 136-49.
- Broyer J. et Curtet L., 2011a. The influence of fertilization on duck breeding in extensively managed fishponds of the Brenne, central France. In *Ponds: Formation, Characteristics, and Uses*, Nova Sciences, chapitre 10 : 187-99. New York : P. L. Meyer.
- Broyer J. et Curtet L., 2011b. The influence of fish farming intensification on taxonomic richness and biomass density of macrophyte-dwelling invertebrates in French fishponds. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 400 (10) : 12.
- Broyer J. et Curtet L., 2012. Biodiversity and fishfarming intensification in french fishponds systems. *Hydrobiologia* 694 (1): 205-18.
- Broyer J., Curtet L., Bouniol J. et Vieille J., 2009. L'habitat de *Leucorrhinia pectoralis* Charpentier, 1825 (Odonata, Libellulidae) dans les étangs piscicoles de la Dombes (Ain). *Bulletin mensuel de la société linnéenne de Lyon* 78 : 77-84.

- Broyer J., Curtet L., Maillier S. et Bove J.-J., 1997. Incidences de la gestion des étangs piscicoles de la Dombes sur la flore aquatique remarquable. *Écologie T.* 28 : 323-36.
- Broyer J., Fournier J.-Y., Benmergui M. et Varagnat P., 1993. Le grand cormoran en Dombes. *Bull.Mens.Off.Natl.Chasse* 178 : 36-41.
- Broyer J., Fournier J.-Y. et Varagnat P., 1995. Incidence d'une réduction des corneilles noires (*Corvus corone*) sur la prédation sur des nids artificiels d'Anatidés. *Gibier Faune Sauvage* 12 (2) : 95-107.
- Broyer J., Labbé P., Varagnat P., et Benmergui M., 2002. Les oiseaux piscivores en Dombes. Fréquentation de la Dombes et des cours d'eau environnants par le Grand cormoran, le Héron cendré et le Grèbe huppé en période inter-nuptiale. Analyse des dénombrements réalisés de 1991-1992 à 2000-2001. *Faune sauvage* n° 255 : 42-51.
- Broyer J., Tournier H. et Fournier J.-Y., 1987a. Incidences de la modernisation de l'agriculture et de la prédation sur les populations nicheuses d'anatidés en Dombes. Première partie. *Bull. Mens.Off.Natl.Chasse* 118 : 26-33.
- Broyer J., Tournier H. et Fournier J.-Y. 1987b. Incidences de la modernisation de l'agriculture et de la prédation sur les populations nicheuses d'anatidés en Dombes. Deuxième partie. *Bull. Mens.Off.Natl.Chasse* 119 : 16-24.
- Broyer J., Varagnat P., Constant G., et Caron P., 1998. Habitat du Héron pourpré *Ardea purpurea* sur les étangs de pisciculture en France. *Alauda* 66 (3) : 221-28.
- Curtet, L., 2007. Restauration de roselières : l'expérience de Printegarde, sur le Rhône. *Faune sauvage*, n° 278 : 57-60.
- Curtet L., Benmergui M. et Broyer J., 2008. Le dispositif exclus/témoin, un outil pour évaluer l'efficacité de la régulation du ragondin. *Faune sauvage*, n° 280 : 16-23.
- Curtet L., Broyer J., Benmergui M. et Gayet G., 2010. *Étude de l'impact du ragondin et du cygne tuberculé sur les étangs de la Dombes*. ONCFS, Conseil Général de l'Ain, 24 p.
- Curtet L., Broyer J., Ducros A., et Mouly A., 2004a. *Restauration expérimentale des roselières en voie d'atterrissement : étude de l'incidence de la nature pédologique du substrat et de l'action du ragondin sur la reconstitution de la végétation aquatique. Cas des étangs piscicoles dombistes (Ain) et de la roselière fluviale de la réserve de chasse et de faune sauvage de Printegarde (Drôme, Ardèche) 2001-2003*. ONCFS, DIREN Rhône-Alpes, Agence de l'eau RMC, Région Rhône-Alpes, Fondation Vérots. 26 p.
- Curtet L., Hérault L., Huguet L., Fournier J.-Y. et Broyer J., 2004b. Étangs piscicoles et alimentation des anatidés en période inter-nuptiale : principaux faciès utilisés. *Faune sauvage*, n° 262 : 4-11.
- Fouque C., Benmergui M., Gayet G., Guillemain M. et Schricke V., 2007. *Expansion démographique du cygne tuberculé en France et conséquences*. ONCFS, rapport scientifique 2007 : 15-19.
- Gayet G., 2010. Colonisation d'un écosystème d'eau douce hétérogène par un oiseau d'eau herbivore : le Cygne tuberculé (*Cygnus olor*) dans les étangs piscicoles de Dombes. Thèse de l'Université Montpellier 2, 183 p.
- Gayet G., Broyer J., Vaux V. et Guillemain M. 2010. Impact du cantonnement des couples reproducteurs de Cygne tuberculé (*Cygnus olor*) sur l'avifaune des étangs : le cas de la Dombes. Actes du 44^e colloque interrégional d'ornithologie – 5^e rencontres Bourgogne faune sauvage, 28 nov. 2008. 11 : 87-92
- Gayet G., Guillemain M., Benmergui M., Mesléard F., Boulinier T., Bienvenu J.-P., Fritz H., Broyer J., 2011a. Effects of seasonality, isolation and patch quality for habitat selection processes by mute swans *Cygnus olor* in a fishpond landscape. *Oikos* : 801-812.
- Gayet G., Guillemain M., Fritz H., Mesléard F., Begnis C., Costiou A., Body G., Curtet L. & Broyer J., 2011b. Do mute swan (*Cygnus olor*) grazing, swan residence and fishpond nutrient availability interactively control macrophyte communities? *Aquatic Botany* 95 : 110-116.
- Gayet G., Guillemain M., Mesléard F., Fritz H., Vaux V. & Broyer, J. 2011c. Are Mute Swan (*Cygnus olor*) really limiting fishpond use by waterbirds in the Dombes, Eastern France? *Journal of Ornithology* 152 : 45-53.
- Lutz M., 2001. Les étangs de pisciculture en Europe centrale : typologie des systèmes d'exploitation et impacts des modalités de gestion sur l'avifaune. Thèse de doctorat, Géographie : Université de Strasbourg, 213 p.
- Lutz M., 2003. Étangs piscicoles et avifaune nicheuse : les leçons de l'Europe centrale. *Faune sauvage* n° 259 : 8-11.
- Martinez Q., 2010. Efficacité du dispositif MAEt sur la biodiversité au sein du site Natura 2000 de la Dombes. Étude de trois indicateurs de biodiversité : la nidification des Anatidés, le Cuivré des marais et la diversité floristique. ONCFS, Institut national supérieur des sciences agronomiques de l'alimentation et de l'environnement. Mémoire de fin d'études d'ingénieur d'Agrosup Dijon. 31 p. et annexes.
- Mortreux S., 2012. Rapport des suivis écologiques menés en 2011 sur la réserve nationale de chasse et de faune sauvage du Lac du Der et des étangs d'Outines et d'Arrigny, ONCFS, 40 p.
- Mouronval J.-B., 1996. Plan de conservation des étangs d'Outines et d'Arrigny. Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage du lac du Der-Chantecoq et des étangs d'Outines et d'Arrigny. ONC, Bar-le-Duc, Conserv.littoral, 149 p.
- Mouronval J.-B., 2005. Plan de gestion de la réserve naturelle

nationale de l'étang de la Horre (2005-2009). ONCFS, 200 p.

- ONCFS, station de la Dombes, 1998. L'étang, une question d'équilibre. Principes simples pour la gestion et l'aménagement de l'étang dombiste. ONC, Life, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Région Rhône-Alpes, Conseil général de l'Ain, 16 p.

- ONCFS, station de la Dombes, 2011. Suivi de l'écosystème dombiste, site NATURA 2000 FR 820 1635, compte rendu pour l'année 2011; rapport ONCFS réalisé pour la Direction départementale des territoires de l'Ain (DDT01) et la DREAL Rhône-Alpes. Office National de la chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), 37 p.

AUTRES RÉFÉRENCES BIBLIO- GRAPHIQUES

(citées dans
les publications
de l'ONCFS ou
dans ce document)

6

Autres références bibliographiques (citées dans les publications de l'ONCFS ou dans ce document)

- [1] Albrecht T., Horak D., Kreisinger J., Weidinger K., Klvana P. & Michot T. C., 2006. Factors determining pochard nest predation along a wetland gradient. *Journal of Wildlife Management* 70 : 784-791.
- [2] Albrecht T., Musil P. & Cepak J., 2000. Habitat selection of waterfowl broods on intensively managed fishponds in the Czech Republic, *Sylvia*, 36, 18.
- [3] Arnott S.E. & Yan N.D., 2002. The influence of drought and re-acidification on zooplankton emergence from nesting stages. *Ecological Applications* 12 : 138-158.
- [4] Bachasson B., 2012. Mise en valeur des étangs. 3^e édition. Tec & Doc (Editions). 168 p.
- [5] Balci P. and Kennedy J.H., 2003. Comparison of chironomids and other macroinvertebrates associated with *Myriophyllum spicatum* and *Heteranthera dubia*. *Journal of Freshwater Ecology*, 18 : 235-247.
- [6] Ball I. J., Gilmer D.S., Cowardin L. M. & Riechman J. H., 1975. Survival of Wood duck and Mallard broods in north central Minnesota. *J. Wildl. Mgmt.*, 39 : 776-780.
- [7] Basilico L., Damien J.-P., Roussel J.-M., Poulet N. et Paillisson J.M. 2013. Les invasions d'écrevisses exotiques. Impacts écologiques et pistes pour la gestion. Synthèse des premières « rencontres nationales sur les écrevisses exotiques invasives », 19 et 20 juin 2013, collection les rencontres de l'ONEMA. 76 p.
- [8] Béguin D. et Michelin G., in Sarat E. (coord) 2012. Vertébrés exotiques envahissants sur le bassin de la Loire (hors poissons). Connaissances et expériences de gestion. Plan Loire grandeur nature, Office national de la chasse et de la faune sauvage, 124 p.
- [9] Bengtson S.A., 1972. Reproduction and fluctuation in size of duck population at Lake Myvatn, Iceland. *Oikos* 23 : 35-58.
- [10] Bérard L., 1982 : Terres et eaux en Dombes. Technologie et droit coutumier. Presses Universitaires de Lyon, 254 p.
- [11] Bernard C., 2008. L'étang, l'homme et l'oiseau. Incidences des modes de gestion des étangs piscicoles sur les ceintures de végétation et l'avifaune nicheuse en Sologne, Brenne, Bresse, Territoire de Belfort et Champagne humide. Thèse. Ecole normale supérieure des Lettres et Sciences humaines de Lyon. 632 p.
- [12] Bouffard S.H. & Hanson M.A., 1997. Fish in waterfowl marshes: waterfowl manager's perspective. *Wildlife Society Bulletin* 25 : 146-157.
- [13] Blums P., Nichols N. D., Lindberg M. S., Hines J. E. and Mednis A., 2003. Factors affecting breeding dispersal of European ducks on Engure Marsh, Latvia. *J. anim. Ecol.* 72 : 292-307.
- [14] Buczynska E., Buczynski P., Lechowski L., & Stryjecki, R., 2007. Fish pond complexes as refugia of aquatic invertebrates (Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Trichoptera, Hydrachnidia): a case study of the pond complex in Zalesie Kanski (Central-Est Poland), *Nature Conservation* 64 : 39-59.
- [15] Bukacińska M. D., Bukaciński J.P., Cygan K. & Dobrowolski K., 1995. The importance of fish ponds to waterfowl in Poland, *Acta Hydrobiologica, supplement*, 37 : 57-73.
- [16] Carchini G., Della Bella V., Solimini A.G. & Bazzanti M., 2007. Relationships between the presence of odonate species and environmental characteristics in lowland ponds of central Italy. *International Journal of Limnology* 43(2) : 81-87.
- [17] Cheruvelil K.S., Soranno P.A. and Madsen J.D., 2001. Epiphytic macro-invertebrates along a gradient of Eurasian watermilfoil cover. *Journal of Aquatic Plant Management*, 39 : 67-72.
- [18] Clark R.G., Greenwood H. & Sugden L. G., 1986. Estimations préliminaires de la vitesse de passage des grains dans l'appareil digestif des canards malards. Service canadien de la faune, *Cahiers de biologie* 160 : 1-3.
- [19] Cramp S. & Simmons K. E. L., 1977. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume I, Ostrich to ducks. Oxford University Press, Oxford : 722 p.
- [20] Crivelli A. J., 1983. The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia* 106 : 37-41.
- [21] Crowder L. & Cooper W., 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63 : 1802-1813.
- [22] Crowder A. & Painter D. S., 1991. Submerged macrophytes in Lake Ontario: current knowledge, importance, threats to stability, and needed studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 : 1539-1545.
- [23] Croze H., 1970. Searching image in Carrion Crows. *Z. Tierpsychol.* 5 : 1-86.

- [24] Cyr H. & Downing J.A., 1988. The abundance of phytophilous invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology* 20 : 365-374.
- [25] Diehl S. and Kornijów R., 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In : Jeppessen E., Sondergaard M. and Christoffersen K. (eds.), *Structuring role of submerged macrophytes in lakes*, Springer, New York, 24-26.
- [26] Dirschl H. J., 1969. Foods of lesser scarp and blue-winged teal in the Saskatchewan River Delta. *Journal of Wildlife Management* 33 : 77-87.
- [27] Dutartre A., 2006. Gestion des plantes aquatiques envahissantes : exemple des jussies. Conférence-débat sur les espèces envahissantes, Paris, 25 novembre 2006, Société Nationale de Protection de la Nature.
- [28] Duvigneaud J., 1986. La gestion écologique et traditionnelle de nos étangs. Pour la coexistence de deux écosystèmes « étangs » et « étangs mis en assec ». *Naturalistes Belges* 67 : 647-656.
- [29] Dvorak J.A. and Best E.P.H., 1982. Macro-invertebrate communities associated with macrophytes of Lake Vechten and functional relationship. *Hydrobiologia*, 95 : 115-126.
- [30] Dwernychug L.W. & Boag D.A., 1972. Ducks nesting in fields of undisturbed grass-legume cover. *J. wildl. Manage.* 40 : 39-49.
- [31] Dzubin A. & Gollop J. B., 1972. Aspects of Mallard ecology in canadian parkland and grassland. *Population ecology of Migratory birds*, F.W.S.R., 113-152.
- [32] Falkowski M. & Nowicka-Falkowska K., 2004. Dependence of biodiversity of fishpond vegetation upon the intensity of fish farming. *Teka Commissions of protection and formation of Natural Environment* 1 : 51-56.
- [33] Fisher J.C., 2005. Predation and bed position effects on hydrilla-dwelling periphyton and macroinvertebrates in the Atchafalaya Basin, Louisiana, M.S. Thesis, Louisiana State University.
- [34] Fletcher A. R., Morison A. K. & Hume D. J., 1985. Effects of carp, *Cyprinus carpio* L., on communities of aquatic vegetation and turbidity of waterbodies in the lower Goulburn River basin. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 36 : 311-327.
- [35] Font M., 2007. Vade-mecum de bonnes politiques pour une gestion durable des plans d'eau. Pôle relais « zones humides intérieures ».
- [36] Gee J.H.R., Smith B.D., Lee K.M. & Griffiths S.W., 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic conservation Marine Freshwater Ecosystems*, 7 : 91-104.
- [37] Godin P.R. & Joyner D.E., 1981. Pond ecology and its influence on Mallard use in Ontario, Canada. *Wildfowl* 32 : 28-34.
- [38] Goransson G., Karlsson J., Nilsson S.G., & Ulfstrand S., 1975. Predation on birds nests in relation to antipredator aggression and nest density: an experimental study. *Oikos* 26 : 117-120.
- [39] Grand D., Boudot J.-P., 2006. Les libellules de France, Belgique et Luxembourg. *Biotope, Mèze*, (Collection Parthénope), 480 p.
- [40] Greenwood R. J., Sargeant A. B., Johnson D. H., Covardin L. M., Schaffer T. L., 1995. Factors associated with duck nest success in the Prairie Pothole Region of Canada. *Widl. Monogr.* 128 :1-57
- [41] Guillerme N. & Galtier J., 2009. Les espèces végétales protégées dans les étangs de la plaine du Forez (Loire), *Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon.*, 78 : 187-200.
- [42] Gunnarsson G. & Elmberg J., 2008. Density-dependant nest predation - an experiment with simulated Mallard nests in contrasting landscapes. *Ibis* 150 : 259-269.
- [43] Haas K., Köhler U., Diehl S., Kohler P., Dietrich S., Holler S., Jaensch A., Niedermaier M. & Vilsmeier J., 2007. Influence of fish on habitat choice of water birds: a whole system experiment. *Ecology* 88 : 2915-2925.
- [44] Hanson J. M., 1990. Macro-invertebrate size-distributions of two contrasting freshwater macrophyte communities. *Freshw. Biol.*, 24 : 481-491.
- [45] Hanson M.A. & Butler M.G., 1994. Response of plankton, turbidity and macrophytes to biomanipulation in a shallow prairie lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51 : 1180-1188.
- [46] Hartel T., Nemes Sz., Cogalniceanu D., Ollerer K., Schweiger O., Moga C. I., Demeter L., 2007. The effect of fish and habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583 : 173-182. IF 1.201.
- [47] Havlin J., 1966. Nest sites of the European pochard (*Aythya ferina*) and the tufted duck (*Aythya fuligula*) in Czechoslovakia. *Zool. Listy* 15 : 333-344.
- [48] Heidemann H. et Seidenbuch R., 2002. Larves et exuvies des libellules de France et d'Allemagne (sauf de corse). *Société Française d'Odonatologie*, Bois d'Arcy, 400 p.
- [49] Hilden O., 1965. Habitat selection in birds. *Ann. Zool. Fenn.* 2 : 53-75.

- [50] Hill D. A., 1984. Clutch predation in relation to nest density in mallard and tufted duck. *Wildfowl* 35 : 151-156.
- [51] Hofman D. E. & Lungle, K. J., 1990. Avian predator removal and duck nest success in Central Alberta. Congrès de Jamestown, 15-17 août 1990.
- [52] Holm J. W., 1984. Nest success and cover relationships of upland-nesting ducks in north-central Montana. M. S. thesis, University of Montana, 35 p.
- [53] Hough R.A., Allenson T.E. & Dion D.D., 1991. The response of macrophyte communities to drought-induced reduction of nutrient loading in a chain of lakes. *Aquatic Botany* 41 : 299-308.
- [54] Hoyer V.M. & Canfield D.E., 1994. Bird abundance and species richness on Florida lakes: influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. In J.J. Kerekes (ed.), *Aquatic birds in the trophic web of lakes*. *Hydrobiologia* 297/280 : 107-119.
- [55] Humphries P., 1996. Aquatic macrophytes, macro-invertebrates associations and water levels in a lowland Tasmanian river. *Hydrobiologia*, 321 : 219-233.
- [56] Hunter M.L., Whitham J.W. & Dow J., 1984. Effect of a carbaryl-induced depression in invertebrate abundance on the growth and behaviour of American black duck and mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology* 62 : 452-456.
- [57] Huschle G. L. & Leschisin D. A., 1990. Predator management success and failure in the Devils Lake area. Congrès de Jamestown, 15-17 août 1990.
- [58] IE&A, 2011. Document d'objectifs de la Zone de Protection Spéciale (ZPS) « Étangs de Sologne », site Natura 2000 FR2410013, 286 p + Tome II (Annexes) + Tome III (Atlas cartographique).
- [59] Jacobsen O. W., 1991. Feeding behaviour of breeding Wigeon *Anas penelope* in relation to seasonal emergence and swarming behaviour of chironomids. *Ardea* 79 : 409-418.
- [60] Jolivet S., 2006. Inventaire des invertébrés aquatiques du parc naturel régional de la Brenne : insectes aquatiques des étangs brennoux. PNR Brenne – OPIE : 35p.
- [61] Keast A., 1984. The introduced aquatic macrophyte *Myriophyllum spicatum* as a habitat for fish and their invertebrates prey. *Can. J. Zool.*, 62: 1289-1303.
- [62] Kornijów R. & Gulati R.D., 1992. Macrofauna and its ecology in Lake Zwemlust, after biomanipulation. II Fauna inhibiting hydrophytes. *Archiv für Hydrobiologie* 123 : 349-359.
- [63] Kornijów R., Gulati R.D. & van Donk E., 1990. Hydrophyte macroinvertebrate interactions in Zwemlust, a lake undergoing biomanipulation. *Hydrobiologia*, 200/201 : 467-474.
- [64] Kornijów R. & Kairesalo T., 1994. Elodea canadensis sustains rich environment for macroinvertebrates. *Verhandlungne International Vereinigung Limnologie*, 25 : 2270-2275.
- [65] Koskimies J., 1957. Terns and gulls as features of habitat recognition for birds nesting in their colonies. *Orn. Fenn.* 34 : 1-6.
- [66] Kozulin A., Ostrovski O., Tanneberger F., Pareiko O. & Yurko V., 2002. Waterbirds of large fishponds of Belarus. OMPO special Publication, Vilnius.
- [67] Krapu G.L., 1974. Feeding ecology of pintail hens during reproduction. *Auk* 91 : 278-290.
- [68] Krapu G. L., 1974. Foods of breeding pintails in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 38 : 408-417.
- [69] Krasowski T. P. & Nudd T. D., 1986. Microhabitat structure of nest sites and nesting success of diving ducks. *Journal of Wildlife Management* 50 : 203-208.
- [70] Krull J.N., 1970. Aquatic plant-macroinvertebrate associations and waterfowl. *Journal of Wildlife Management* 34 : 707-718.
- [71] Kurnat V. L., 1990. Duck nest success in Montana. M. S. Thesis, University of Montana, 64 p.
- [72] Larivière S. & Messier F., 1998. Effects of density and newest neighbours on simulated waterfowl nests: can predators recognize high density nesting patches? *Oikos* 83 : 12-20.
- [73] Laurence A., 1997. Programme 1991-1995 de préservation des zones humides d'intérêt communautaire en France. Trois régions d'étangs piscicoles : Brenne, Dombes, Forez. *Le Courrier de la Nature* n° 164 : 21-25.
- [74] Lebreton Ph., Bernard A. & Dupupet M., 1991. Guide du naturaliste en Dombes. Delachaux & Niestle, Neuchatel-Paris : 430 p.
- [75] Le Bihan J. & Font M., 2008. Les étangs. Synthèses sur les zones humides françaises à destination des gestionnaires, élus et acteurs de terrain. Pôle relais « zones humides intérieures ».
- [76] Le Louarn H. & Birkan M., 2000. The impact of physico-chemical and biological characteristics of ponds on the nesting of the common pochard in Mayenne. *Game and Wildlife science* 17: 129-146

- [77] Lilie R.A. & Evrard J.O., 1994. Influence of macro-invertebrates and macrophytes on waterfowl utilization of wetlands in the Prairies Pothole Region of northwestern Wisconsin. *Hydrobiologia* 279/280 : 235-246.
- [78] Linhart J., Uvira V., Rulik M. & Rulikova K., 1998. A study of the composition of phytomacrobenthos in *Batrachium aquatile* vegetation. *Acta Universitatis Palackianae Olomucensis, Facultas Rerum Naturalium, Biologica*, 36 : 39-60.
- [79] Lougheed V. L., Crosbie B., & Chow-Fraser P., 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 : 1189-1197.
- [80] Mäemets H., Palmik K., Haldna M., Sudnitsyna D. & Melnik M., 2010. Eutrophication and macrophyte species richness in the large shallow North-European Lake Peipsi. *Aquatic botany* 92 : 273-280.
- [81] Markwell K.A. & Fellows C.S., 2008. Habitat and biodiversity of on-farm water storages : A case study in south-East Queensland, Australia. *Environ. Manag.*, 41 : 234-249.
- [82] Meijer M.-L., de Haan M. W., Breukelaar A. W. & Buiteveld H., 1990. Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes ? *Hydrobiologia* 200(201) : 303-315.
- [83] Milonski M., 1958. The significance of farmland for waterfowl nesting and techniques for reducing losses due to agricultural practices. *Trans. N. Am. Wildl. Conf.*, 23 : 215-227.
- [84] Moore D. R. J., Keddy P. A., Gaudet C. L. & Wisheu I. C., 1989. Conservation of wetlands: do infertile wetlands deserve a higher priority? *Biological Conservation* 47: 203-217.
- [85] Morin P.J., 1984. The impact of fish exclusion on the abundance and species composition of larval odonates: results of short-term experiments in a North Carolina farm pond. *Ecology*, 65 : 53-60.
- [86] Musil P., 1999. Monitoring of waterbird breeding populations in the Czech Republic (1988-1997). *Vogelwelt Suppl.*, 120 : 253-256.
- [87] Musil P., 2006. A review of the effects on intensive fish production on waterbird breeding populations. In: Boere, G. C., C. A. Galbraith & D. A. Stroud (eds), *Waterbirds Around the World*. The Stationery Office, Edinburgh, U.K. : 960 p.
- [88] Musil P., Pichlova R., Vesely P. & Cepak J., 1997, « Habitat selection by waterfowl broods on intensively managed fishponds in South Bohemia », *W. I. publ.*, 43 : 169-176.
- [89] Newton I. & Campbell C.R.G., 1975. Breeding of ducks at Loch Leven, Kinross. *Wildfowl* 26 : 83-102.
- [90] Nicolet P., Biggs J., Fox G., Hodson M.J., Reynolds C., Whitfield M. & Williams P., 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biol. Conserv.*, 120 : 261-278.
- [91] Oertli B. & Frossard P.-A. Coord., 2013. Mares et étangs - Ecologie, conservation, gestion, valorisation. *Presse polytechniques et universitaires romandes – Collection Gérer l'environnement*, 480 p.
- [92] Olde Venterink H., Wassen M. J., Verkroost A. W. M. & De Ruyter P. C., 2003. Species richness-productivity patterns differ between N-, P- and K-limited wetlands. *Ecology* 84 : 2191-2199.
- [93] Osenberg C.W. and Mittebach G.G., 1989. Effects of body size on the predator-prey interaction between pumpkinseed sunfish and gastropods. *Ecological Monograph*, 59 : 405-432.
- [94] Otto-Bruc C., 2001. Végétation des étangs de la Brenne (Indre). Influence des pratiques piscicoles à l'échelle des communautés végétales sur une espèce d'intérêt européen : *Caldesia parnassifolia*. Thèse MNHN, Paris.
- [95] Papas Ph., 2007. Effects of macrophytes on aquatic invertebrates : a review, Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Technical Report Series n°158.
- [96] Pehrsson O., 1984. Relationship of food to spatial and temporal breeding strategies of Mallards in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 48 : 322-339.
- [97] Prompt E. & Guillaume N, 2011. Les étangs piscicoles, un équilibre dynamique. « Les cahiers techniques » de la région Rhône-Alpes, 27 p.
- [98] Pykal S. & Janda J., 1994, « Pocerost vodnich ptaku uzemi na rybnicich ve vztahu k rybnicimu hospodareni », *Sylvia*, 30 (1) : 3-11.
- [99] Reshetnikov A.N., 2003. The introduced fish, rotan (*Percottus glenii*) depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians and a fish). *Hydrobiologia*, 510 : 83-90.
- [100] Reynaud-Beauverie M. A., 1936. Quelques observations écologiques sur les principales associations végétales de la Dombes. *Bulletin de la Société des Naturalistes et Archéologues de l'Ain* 50 : 141-168.
- [101] Sargeant A. B. & Arnold P. M., 1984. Predator management for ducks on waterfowl production areas in the northern plains. In : *Proc. XIth Vertebrate Pest Conf.*, Univ. California : 161-167

- [102] Sargeant A. B. & Sovada M. A., 1990. An evaluation of seasonal predator removal on duck nest success on waterfowl production areas in Minnesota and North Dakota. Congrès de Jamestown, 15-17 août 1990.
- [103] Scheffer M., van Geest G.J., Zimmer K., Butler M.G., Hanson M.A., Declerck S. and De Meester L., 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112 : 227-231.
- [104] Serie J. R. & Swanson G. A., 1976. Feeding ecology of breeding gadwalls on saline wetlands. *Journal of Wildlife Management* 40 : 69-81.
- [105] Sidinei T., Dibble E.D., Evangelista L.R., Higuti J. and Bini L.M., 2007. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshw. Biol.*, 53 : 358-367.
- [106] Spalek K., 2006. Threatened plant communities as an indicator of fishpond value : an example from Silesia (SW Poland). In : D. Gafta, J. Akeroyd (eds), *Nature conservation Concepts and Practice*. 195-198. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg.
- [107] Spitz F., 1961. Premiers résultats de l'enquête sur la nidification du Vanneau huppé en France. *Oiseaux de France*, 41 : 17-23.
- [108] Sugden L.G. & Beyersbergen G. W., 1986. Effect of density and concealment on American Crow predation of simulated nests. *J. Wildl. Manage.* 50 : 9-14.
- [109] Sullivan B. D. & Dinsmore J.J., 1990. Factors affecting egg predation by American crows. *J. Wildl. Manage.* 54 : 433-437.
- [110] Šumberová K., Ducháček M. & Kubešová S., 2010. Flora and vegetation diversity of special types of ponds in the Czech Republic. 4th conference of the European Pond Conservation Network (EPCN), Berlin, Germany, 1-4 June 2010.
- [111] Swanson G. A. & Serie J. R., 1974. Feeding ecology of breeding blue-winged teals. *Journal of Wildlife Management* 38 : 396-407.
- [112] Swanson, G. A., Krapu G. L. & Serie J. R., 1979. Foods of laying female dabbling ducks on the breeding grounds. In Bookout, T. A. (ed.), *Proceedings of the 1977 Symposium*, The Wildlife society, Madison, WI.
- [113] Talent L.G., Krapu G.L. & Jarvis R.L., 1982. Habitat use by Mallard broods in South-Central North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 46 : 629-635.
- [114] Thorp A.G., Jones R.C. and Kelso D.P., 1997. A comparison of water-column macroinvertebrate communities in beds of differing submersed aquatic vegetation in the total freshwater Potomac river. *Estuaries*, 20 : 86-95.
- [115] Tinbergen N., Impeken M. & Franck D., 1967. An experiment on spacing-out as a defence against predation. *Behaviour* 208 : 307-321.
- [116] Tournier, H. (1990). Dynamique des populations de Canard colvert et Fuligule milouin en Dombes et Forez. *Alauda* 48 : 58-77.
- [117] Trotignon, J. 2000. Des étangs pour la vie. Améliorer la gestion des étangs. ATEN, cahiers techniques n° 61, 70 p.
- [118] Trotignon J. & Williams T., 1987. Valeur ornithologique des étangs à roselières de la Brenne. *Terre Vie*, suppl. 4 : 27-33.
- [119] Trotignon, J., Williams, T. & Hémerly, G., 1994. Reproduction et dynamique des colonies de la population des guifettes moustacs *Chlidonias hybridus* de la Brenne. *Alauda* 62 (3) : 89-104.
- [120] Väänänen V. M., 2000. Predation risk associated with nesting in gull colonies by two *Aythya* species: observations and experimental test. *J. Avian Biol.* 31 : 31-35.
- [121] Wheeler, B. D. & S. C. Shaw, 1991. Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology* 79 : 285-301.
- [122] Wildermuth H., 1992. Habitate und Habitatwahl der Grossen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp. 1825 (Odonata, Libellulidae). *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 1 : 3-21.
- [123] Winfield, D. K. & I. J. Winfield, 1994. Possible competitive interactions between overwintering tufted duck (*Aythya fuligula* (L.)) and fish populations of Lough Neagh, Northern Ireland: evidence from diet studies. *Hydrobiologia* 279-280 : 377-386.
- [124] Young A. & Titman D., 1986. Costs and benefits to red-breasted mergansers nesting in tern and gull colonies. *Can. J. Zool.* 64 : 2339-2343.
- [125] Zambrano L., Scheffer M. and Martinez-Ramos M., 2001. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos*, 94 : 344-350.

ANNEXE

7



Liste des noms d'espèces utilisés

Aigrette garzette	<i>Egretta garzetta</i>	Jussies	<i>Ludwigia grandiflora</i> et <i>Ludwigia peploides</i>
Bruant des roseaux	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Leucorrhine à gros thorax	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>
Caldésie	<i>Caldesia parnassifolia</i>	Limoselle aquatique	<i>Limosella aquatica</i>
Canard chipeau	<i>Anas strepera</i>	Lindernie couchée	<i>Lindernia palustris</i>
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>
Canard pilet	<i>Anas acuta</i>	Myriophylle du Brésil	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
Carpe	<i>Cyprinus carpio</i>	Mouette rieuse	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>
Châtaigne d'eau	<i>Trapa natans</i>	Nette rousse	<i>Netta rufina</i>
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	Oenanthe aquatique	<i>Oenanthe aquatica</i>
Corrigiole des grèves	<i>Corrigiola littoralis</i>	Phragmite des joncs	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
Cygne tuberculé	<i>Cygnus olor</i>	Pilulaire à globules	<i>Pilularia globulifera</i>
Damasonie en étoile	<i>Damasonium alisma</i>	Potamot nouveau	<i>Potamogeton nodosus</i>
Échasse blanche	<i>Himantopus himantopus</i>	Poule d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>
Écrevisse de Louisiane	<i>Procambarus clarkii</i>	Râle d'eau	<i>Rallus aquaticus</i>
Fouine	<i>Martes foina</i>	Rat surmulot	<i>Rattus norvegicus</i>
Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	Renoncule peltée	<i>Ranunculus peltatus</i>
Fulgule milouin	<i>Aythya ferina</i>	Renoncule scélérate	<i>Ranunculus sceleratus</i>
Fulgule morillon	<i>Aythya fuligula</i>	Renouée amphibie	<i>Persicaria amphibia</i>
Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	Rousserolle effarvate	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
Grande Aigrette	<i>Egretta alba</i>	Rousserolle turdoïde	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>
Grande Naiade	<i>Najas marina</i>	Rubanier	<i>Spartanium erectum</i>
Grèbe à cou noir	<i>Podiceps nigricollis</i>	Sagittaire	<i>Sagittaria sagittifolia</i>
Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Sarcelle à ailes bleues	<i>Anas discors</i>
Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>	Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>
Grenouille taureau	<i>Lithobates catesbeianus</i>	Scirpe lacustre	<i>Scirpus lacustris</i>
Guifette moustac	<i>Chlidonias hybridus</i>	Scirpe palustre	<i>Eleocharis palustris</i>
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>
Héron pourpré	<i>Ardea purpurea</i>	Villarsie faux-nénuphar	<i>Nymphoides peltata</i>
Jonc diffus	<i>Juncus effusus</i>		

DIRECTIONS

Direction générale

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
Fax : 01 47 63 79 13
direction.generale@oncfs.gouv.fr

Direction des ressources humaines

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
Fax : 01 44 15 17 13
direction.ressources-humaines@oncfs.gouv.fr

Division de la formation

Centre de formation du Bouchet
45370 Dry
Tél. : 02 38 45 70 82
Fax : 02 38 45 93 92
drh.formation@oncfs.gouv.fr

Direction de la police

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Direction des études et de la recherche

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 67
der@oncfs.gouv.fr

Direction des actions territoriales

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 57
direction.actions-territoriales@oncfs.gouv.fr

Division du permis de chasser

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 54 72
permis.chasser@oncfs.gouv.fr

Direction financière

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 60
direction.financiere@oncfs.gouv.fr

Direction des systèmes d'information

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 60
directeur.systemes-information@oncfs.gouv.fr

MISSIONS AUPRÈS DU DIRECTEUR GÉNÉRAL

Cabinet

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
Fax : 01 47 63 79 13
cabinet@oncfs.gouv.fr

Communication

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
Fax : 01 44 15 17 04
comm.secretariat@oncfs.gouv.fr

Guichet juridique

Direction de la police
BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 83
police@oncfs.gouv.fr

Actions internationales et Outre-mer

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
Fax : 01 44 15 17 04
mai@oncfs.gouv.fr

Inspection générale des services

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris
Tél. : 01 44 15 17 17
Fax : 01 44 15 17 04
igs.charge-mission@oncfs.gouv.fr

Contrôle de gestion

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 21
Fax : 01 30 46 60 60
sandrine.letellier@oncfs.gouv.fr

Agence comptable

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 41 80 72
agence.comptable@oncfs.gouv.fr

DÉLÉGATIONS INTERRÉGIONALES

Alpes – Méditerranée – Corse

6, avenue du docteur Pramayon
13690 Graveson
Tél. : 04 32 60 60 10
Fax : 04 90 92 29 78
dr.alpes-mediterranee-corse@oncfs.gouv.fr

Auvergne – Languedoc – Roussillon

Les portes du soleil
147, avenue de Lodève
34990 Juvignac
Tél. : 04 67 10 78 00
Fax : 04 67 10 78 02
dr.auvergne-languedoc-roussillon@oncfs.gouv.fr

Bretagne – Pays de la Loire

39, boulevard Albert Einstein
CS 42355 – 44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 07 82
Fax : 02 40 48 14 01
dr.bretagne-paysdeloire@oncfs.gouv.fr

Bourgogne – Franche-Comté

57, rue de Mulhouse
21000 Dijon
Tél. : 03 80 29 42 50
dr.bourgogne-franchecomte@oncfs.gouv.fr

Centre – Île-de-France

Cité de l'Agriculture
13, avenue des droits de l'Homme
45921 Orléans Cedex
Tél. : 02 38 71 95 56
Fax : 02 38 71 95 70
dr.centre-iledefrance@oncfs.gouv.fr

Nord-Est

41-43, rue de Jouy
57160 Moulins-lès-Metz
Tél. : 03 87 52 14 56
Fax : 03 87 55 97 24
dr.nord-est@oncfs.gouv.fr

Nord-Ouest

Rue du Presbytère
14260 Saint-Georges-d'Aunay
Tél. : 02 31 77 71 11
Fax : 02 31 77 71 72
dr.nord-ouest@oncfs.gouv.fr

Outre-mer

23, rue des Améthystes
BP 45 – 97310 Kourou
Tél. : 05 94 22 80 65
Fax : 05 94 22 80 64
dr.outremer@oncfs.gouv.fr

Poitou – Charentes – Limousin

255, route de Bonnes
86000 Poitiers
Tél. : 05 49 52 01 50
dr.poitou-charentes-limousin@oncfs.gouv.fr

Sud-Ouest

18, rue Jean Perrin
31100 Toulouse
Tél. : 05 62 20 75 55
Fax : 05 62 20 75 56
dr.sud-ouest@oncfs.gouv.fr

CENTRES NATIONAUX D'ÉTUDES ET DE RECHERCHE APPLIQUÉE (CNERA) ET AUTRES UNITÉS D'ÉTUDES

CNERA Avifaune migratrice

39, boulevard Albert Einstein
CS 42355
44323 Nantes Cedex 3
Tél. : 02 51 25 03 90
Fax : 02 40 48 14 01
cneraam@oncfs.gouv.fr

CNERA Cervidés-sanglier

1, place Exelmans
55000 Bar-le-Duc
Tél. : 03 29 79 97 82
Fax : 03 29 79 97 86
cneracs@oncfs.gouv.fr

CNERA Faune de montagne

Les portes du soleil
147, avenue de Lodève
34990 Juvignac
Tél. : 04 67 10 78 04
Fax : 04 67 10 78 02
cnerafm@oncfs.gouv.fr

CNERA Prédateurs – animaux déprédateurs

5, allée de Bethléem
ZI Mayencin
38610 Gières
Tél. : 04 76 59 13 29
Fax : 04 76 89 33 74
cnerapad@oncfs.gouv.fr

CNERA Petite faune sédentaire de plaine

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 99
cnerapfsp@oncfs.gouv.fr

Unité sanitaire de la faune

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 99
usf@oncfs.gouv.fr

Centre de documentation

BP 20
78612 Le Perray-en-Yvelines Cedex
Tél. : 01 30 46 60 00
Fax : 01 30 46 60 67
doc@oncfs.gouv.fr



Pour toujours plus d'actualités
et d'informations
www.oncfs.gouv.fr



Directeur de la publication :
Jean-Pierre Poly
Délégation interrégionale
Centre – Île-de-France
Coordination :
Mission communication

Crédits photos de la couverture : C1 : Luc Barbier/ONCFS,
C4 : M. Benmergui
Conception graphique et réalisation : CHROMATIQUES ÉDITIONS
Impression : Bialec - Achevé d'imprimer : 4^e trimestre 2014
ISBN : 978-2-85692-015-2
Imprimé sur papier issu de forêts durablement gérées et par
un imprimeur certifié Imprim'Vert.



MINISTÈRE
DE L'ÉCOLOGIE,
DU DÉVELOPPEMENT
DURABLE
ET DE L'ÉNERGIE

MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE,
DE L'AGROALIMENTAIRE
ET DE LA FORÊT



Office National
de la Chasse
et de la Faune Sauvage

85 bis, avenue de Wagram
75017 Paris

www.oncfs.gouv.fr