

**CAUSES DE RAREFACTION DE L'ECREVISSE A PIEDS BLANCS
(AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES)**

Pressions exercées sur les têtes de bassin versant

-
Rapport de synthèse bibliographique



RESUME

Depuis plusieurs décennies, il se produit une nette réduction de l'occurrence des populations d'écrevisses autochtones et en particulier de l'espèce *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), l'écrevisse à pieds blancs.

Du fait des menaces qui pèsent à l'heure actuelle sur l'ensemble des réseaux hydrographiques, ces populations sont morcelées et cantonnées dans les petits cours d'eau des têtes de bassin versant. Or selon LEGALLE et al. (2003), le danger de disparition d'une espèce survient lorsqu'elle n'existe plus que par de petites populations isolées les unes des autres, augmentant le risque d'endémisme.

Pour tenter de préserver cette espèce classée d'intérêt communautaire, il existe de nombreux textes réglementaires au niveau national et européen.

Plus que n'importe quel autre animal aquatique, l'écrevisse pallipède est marquée par une forte valeur patrimoniale. On lui prête par ailleurs le statut d'indicateur des eaux de bonne qualité même si ce point est parfois discuté par certains auteurs. Sensible, elle est en effet exigeante quant aux caractéristiques de son milieu de vie.

Si les activités humaines sont principalement à l'origine de la dégradation des milieux et donc de la disparition plus ou moins progressive de l'écrevisse, c'est aussi l'Homme qui détient les clés de la restauration des populations menacées et de leurs habitats. Il est aujourd'hui urgent de disposer de règles techniques précises afin de préserver et/ou restaurer les milieux abritant ce crustacé. La connaissance fine de l'écologie de l'espèce et de ses habitats préférentiels, ainsi que la recherche des causes de sa disparition sont un préalable indispensable à des actions de conservation. Davantage de leviers réglementaires couplés à une sensibilisation générale du grand public et des différents acteurs du domaine de l'eau pourraient constituer un bon point de départ.

SOMMAIRE

RESUME	2
SOMMAIRE	3
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX	4
INTRODUCTION	5
Première partie:6	
PRESENTATION DE L'ECREVISSE A PIEDS BLANCS (AUSTROPOTAMOBUI PALLIPES, LEREBOULLET, 1858)	6
I - CLASSIFICATION SYSTEMATIQUE	6
II - REPARTITION A L'ECHELLE BIOGEOGRAPHIQUE	7
III - EXIGENCES VIS A VIS DES CARACTERISTIQUES DU MILIEU	8
A) Habitat, milieu physique:	8
B) Qualité de l'eau et paramètres physico-chimiques:	9
Deuxième partie:	
PRESSIONS EXCERCEES SUR LES TETES DE BASSIN VERSANTS ET RAREFACTION D'AUSTROPOTAMOBUI PALLIPES.	12
I - ACTIVITE AGRICOLE	12
A) La gestion des cultures	12
2) Pesticides	13
3) Drainage	14
B) Elevage	15
1) Epandage	15
2) Piétinement	16
II – FORESTERIE ET FILIERE BOIS	17
A) Sylviculture	17
1)Utilisation d'intrants	17
2) Enrésinement	17
B) Exploitation forestière	19
1) Coupe à blanc	19
2) Franchissement de cours d'eau	19
C) Scierie	20
III - LES AUTRES PRESSIONS	21
B) Travaux effectués dans les cours d'eau	22
C) Création d'étangs	22
1) Resssource en eau	22
2) Impacts sur la qualité du milieu	23
3)Conséquences biologiques et écologiques	24
VI – PRESSIONS SPECIFIQUES EXERCÉES SUR L'ECREVISSE A PATTES BLANCHES	24
A) La compétition des espèces d'écrevisses invasives et les maladies	24
B) Remarque sur le braconnage et la surpêche	25
Troisième partie:	
MESURES REGLEMENTAIRES VISANT A PROTEGER AUSTROPOTAMOBUI PALLIPES	27
CONCLUSION GENERALE	29
SOURCES BIBLIOGRAPHIQUES	30
ANNEXE	Erreur ! Signet non défini.

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figures

Figure 1: Carte de répartition de l'écrevisse à pieds blancs en Europe. source: Ecoscience Provence	7
Figure 2: Carte de répartition de l'écrevisse à pattes blanches en France métropolitaine en 1995	8
Figure 3 Volumes d'eau prélevés en France métropolitaine en 2002 (en milliards de m ³).....	13
Figure 4: Ependage de lisier sur les cultures	16
Figure 5: Piétinement d'un cours d'eau par le bétail	16
Figure 6: Franchissement d'un cours d'eau sans ouvrage.....	20

Tableaux

Tableau 1: Synthèse des valeurs des composantes physico-chimiques des milieux hébergeant <i>A. pallipes</i>	10
Tableau 2: Consommation en eau selon les cultures	13
Tableau 3: Emploi des intrants en forêts publiques	17

INTRODUCTION

Depuis les années 50, les populations d'écrevisses à pieds blancs voient leur aire de répartition se réduire de manière drastique et généralisée. Comme plusieurs pays européens, la France ne fait pas exception à ce constat.

Afin de mieux cerner les causes de sa disparition, il est essentiel dans un premier temps de connaître les exigences de cette espèce en terme de qualité du milieu.

Autrefois, il était courant de rencontrer des écrevisses de la zone à truite jusqu'à la zone à barbeau (HUET, 1949).

Actuellement, *Austropotamobius pallipes* n'est plus présente que dans les systèmes apicaux référentiels ou peu perturbés (TELEOS, 2004). A ce titre, elle peut être considérée comme un indicateur biologique sensible de ces milieux même si ce statut est parfois remis en cause.

L'anthropisation des bassins versants engendrent des pressions sur les systèmes aquatiques qui accusent une dégradation notable de leur qualité. L'agriculture, l'exploitation forestière, la pollution généralisée, les aménagements et l'entretien des milieux aquatiques...sont souvent cités pour induire des perturbations. Or ces multiples pressions ont contraint les populations à se replier dans des zones éloignées de leur *preferendum* de départ, ce qui accentue leur vulnérabilité.

Dans une première partie, nous nous attacherons à la présentation d'*A.pallipes* en insistant sur ses exigences vis-à-vis du milieu. Une seconde partie sera consacrée aux causes de sa disparition et plus particulièrement aux pressions exercées sur les têtes de bassin versant où les populations sont réfugiées. Enfin, nous dresserons un bref aperçu des textes régissant le statut et la réglementation de l'écrevisse à pieds blancs en Europe et en France.

Première partie:

PRESENTATION DE L'ECREVISSE A PIEDS BLANCS (AUSTROPOTAMOBUIS PALLIPES, LEREBOULLET, 1858)

L'écrevisse à pieds blancs est aujourd'hui menacée de disparition. Pour comprendre la colonisation d'un milieu par cette espèce et proposer des stratégies de gestion favorisant l'implantation des populations, il est indispensable de connaître les habitats préférentiellement recherchés et les exigences vis-à-vis de la qualité de l'eau.

I - CLASSIFICATION SYSTEMATIQUE

Du règne à l'espèce, la classification de l'écrevisse à pattes blanches est la suivante:

Règne: animal

Embranchement: Arthropoda

Classe: Crustacea

Sous-classe: Malacostracea

Super-ordre: Euricarida

Ordre: Decapoda

Tribu: Homaridae

Famille: Astacidae

Sous-famille: Potamobiinae

Genre: *Austropotamobius*

Espèce: *pallipes*

Il existe plusieurs sous-espèces d'écrevisses à pattes blanches:

- ✓ *Austropotamobius pallipes pallipes* (LEREBOULLET, 1858)
- ✓ *Austropotamobius pallipes italicus* (FAXON, 1914)
- ✓ *Austropotamobius pallipes lusitaniens* (MATEUS, 1934)
- ✓ *Austropotamobius pallipes fulcisianus* (NINNI, 1886)
- ✓ *Austropotamobius pallipes rhodanicus*, qui représente les populations de France méditerranéenne et de Corse

Les deux sous-espèces *A. p. lusitaniens* et *A. p. fulcisianus* ont été élevées au rang d'espèce par STAROBOGATOV (1995).

Parmi ces taxons décrits, seule *A. p. pallipes* semble être indigène de France, les autres, en particulier *A. p. italicus* et *A. p. lusitaniens*, ayant été introduits lors d'opérations de repeuplements (BENSETTIT F., 2004).

L'écrevisse à pattes blanches n'est pas la seule espèce **autochtone française**: on compte également l'**écrevisse à pieds rouges** (*Astacus astacus*) et l'**écrevisse des torrents** (*Austropotamobius torrentium*) qui est très rare. L'écrevisse à pattes grêles (*Astacus leptodactylus*), originaire d'Europe de l'Est et introduite en France depuis 1974 est aujourd'hui intégrée à la liste des espèces françaises. A ses espèces autochtones s'opposent des espèces exotiques américaines: l'écrevisse "signal" ou de Californie (*Pacifastacus leniusculus*, Astacidae), l'écrevisse "américaine" (*Orconectes limosus*) et l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*), ces deux dernières appartenant à la famille des Cambaridae.

II - REPARTITION A L'ECHELLE BIOGEOGRAPHIQUE

Au niveau européen

A. pallipes est une espèce originaire de l'Europe de l'Ouest. L'Autriche, la Hongrie, la Bosnie Herzégovine, la Croatie, l'Allemagne, la Slovénie, la Suisse, la France, les îles britanniques, l'Italie, l'Espagne et le Portugal comptent parmi les pays hébergeant des populations d'écrevisses à pieds blancs comme le montre la carte ci-dessous.

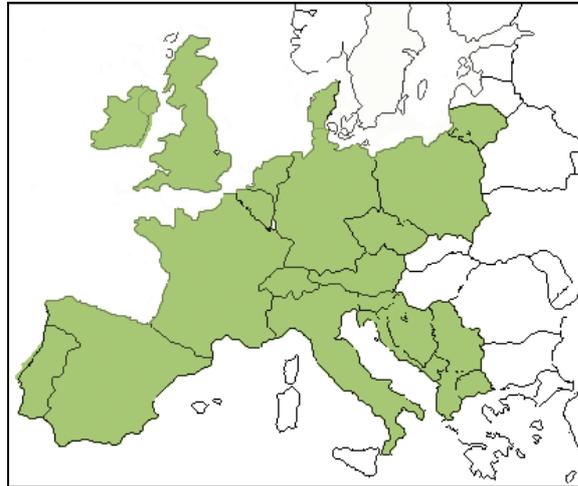


Figure 1: Carte de répartition de l'écrevisse à pieds blancs en Europe.
source: Ecoscience Provence

En plus d'être largement répandue sur le continent européen, l'écrevisse pallipède présente une distribution altitudinale étendue (VIGNEUX, 1997).

Notons que sur le stock mondial d'écrevisses à pieds blancs, le Royaume Uni abrite à lui seul plus de 24% (HOGGER, 1988).

Au niveau national

Austropotamobius pallipes est l'écrevisse indigène la plus représentée en France : comme le montre la Figure 2, elle est présente dans la plupart des départements français, exception faite d'une partie Nord de la France et de la Bretagne Sud.

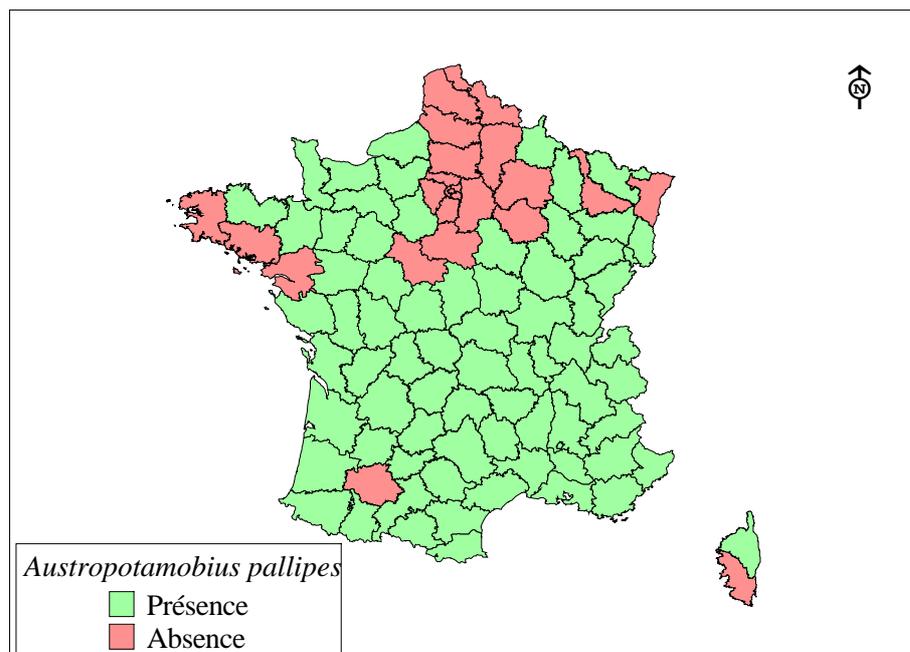


Figure 2: Carte de répartition de l'écrevisse à pattes blanches en France métropolitaine en 1995
source: CSP (CHANGEUX, 2003)

Répartition en tête de bassin versant

Depuis l'après-guerre, l'écrevisse à pattes blanches a vu ses populations régresser et se réfugier dans des **ruisseaux de têtes de bassin**, cantonnées sur de courts secteurs et disséminées dans le réseau hydrographique. Elles sont principalement retranchées dans les massifs montagneux calcaires (Cévennes, Pyrénées, Alpes), les zones forestières et les secteurs où les activités anthropiques sont réduites (ROQUEPOLO, DAGUERRE DE HUREAUX, 1989). Or ces secteurs apicaux ne constituent pas l'habitat préférentiel originel d'*A. pallipes*: en effet, il apparaît que dans les années 60, la gamme typologique (VERNEAUX, 1973) des écrevisses pieds blancs était beaucoup plus large qu'aujourd'hui et s'étendait au moins de B2 à B7 (TELEOS, 2004), soit de la zone à truite à la zone à barbeau selon la classification de HUET (1949). Ainsi, le **glissement du *preferendum*** typologique vers des niveaux plus apicaux témoigne du caractère **refuge** des secteurs aujourd'hui occupés par *A. pallipes* en raison des perturbations subies par les parties plus aval des systèmes aquatiques. En effet, SCHULZ et al. (2002) ont montré que le mode d'occupation des sols, et donc l'ampleur des activités humaines, a une influence sur la répartition des populations d'écrevisses.

III - EXIGENCES VIS A VIS DES CARACTERISTIQUES DU MILIEU

A) Habitat, milieu physique:

Austropotamobius pallipes est une espèce aquatique des eaux douces pérennes. Animal essentiellement aquatique, l'écrevisse supporte toutefois une exposition à l'air de courte durée (pas plus de 48h selon TAYLOR et WHEATLY, 1981).

On la trouve dans des cours d'eau au régime hydraulique varié, et même dans des plans d'eau (BOHL, 1997). Elle apprécie les milieux riches en abris variés la protégeant du courant et des prédateurs (BENSETTIT F., 2004).

La présence de caches semble être une caractéristique majeure de l'habitat des sites à écrevisses (BROQUET et al., 2002). *A fortiori*, les refuges ménagés par les berges sont particulièrement importants dans le cas de cours d'eau soumis à des montées d'eau périodiques (PEAY, 2003).

Selon DEMERS et al. (2003), les écrevisses juvéniles peuvent occuper des habitats plus diversifiés que les adultes. Ainsi les adultes trouvent refuge sous roches et cailloux alors que les plus petites peuvent être trouvées également le long des berges, dans les radicelles ou au sein de la végétation aquatique. Les études menées par REYJOL et ROQUEPLO (2002) attestent que les juvéniles délaissent le sable, les graviers, les souches et les débris végétaux. Toutefois, une réduction ou une disparition d'habitat peut être compensée par la colonisation d'habitats habituellement délaissés (REYJOL et ROQUEPLO, 2002).

Par ailleurs, les écrevisses adultes utilisent globalement tous les habitats, mais certains d'entre eux correspondent à une activité particulière: les berges constituées de racines ou avec des cavités, les blocs, les galets, la végétation aquatique et les souches remplissent la fonction d'abris durant le jour. Pour les déplacements nocturnes, elles préfèrent les graviers, galets et blocs (REYJOL et ROQUEPLO, 2002).

En complément de l'**hétérogénéité des substrats**, les variations de profondeur (0,05 à 0,5 m) et de largeur (1 à 5 m) sont également importantes (TROSCHER, 1997). Un minimum de 5 cm de profondeur est requis pour permettre l'implantation des écrevisses (ANDRE, 1960).

NEVEU (2000) a observé que les peuplements les plus denses d'écrevisses pallipèdes se situaient dans les zones de courant, surtout en ce qui concerne les juvéniles.

De plus, le suivi de population dans des zones expérimentales (modification de l'habitat consistant à créer des refuges) a mis en évidence le rôle de l'exposition au soleil et de la vitesse du courant dans la colonisation de ces sites (BROQUET et al., 2002).

Il est à noter qu'un **couvert végétal riverain** dense est favorable à ces individus à activité **nocturne** qui privilégient les milieux ombragés (SMITH et al., 1996).

B) Qualité de l'eau et paramètres physico-chimiques:

A. pallipes est surtout trouvée dans les eaux de bonne qualité, même si elle peut résister à certaines contraintes chimiques (LAURENT, 1985; FOSTER et TURNER, 1993; TROSCHER, 1997)

Les différents descripteurs des exigences de l'écrevisse à pieds blancs en terme de qualité d'eau sont détaillés ci-après.

Température: sténotherme d'eau froide, l'optimum thermique de l'écrevisse se situe entre 8 et 19°C selon les auteurs (LAURENT, 1988; SYNUSIE, 2003). L'activité alimentaire et la mue sont influencées par ce paramètre, au même titre que la croissance qui se trouve réduite en dessous de 10°C (LAURENT, 1988). Une température de 22 °C est fixée comme seuil de tolérance au-delà duquel des perturbations physiologiques peuvent apparaître (ARRIGNON, 1996).

pH: le développement maximal des écrevisses est atteint pour un pH compris entre 6,2 et 8,5 selon les sources (ARRIGNON, 1996; ANDRE, 1960; ROQUEPLO et al., 1984). Des valeurs trop extrêmes entraînent une perturbation de la reproduction.

Calcium: c'est un élément discriminant pour le développement de l'écrevisse, notamment pour la construction de sa carapace. LYONS et al. (2003) évoquent des concentrations optimales supérieures à 5 mg/L.

Nitrates: d'après plusieurs études, *A. pallipes* est couramment rencontrée dans les eaux n'excédant pas 6 mg/L de NO³⁻. ROQUEPLO et al. (1984) définissent son seuil de tolérance à 13 mg/L.

Nitrites: l'écrevisse peut tolérer des concentrations inférieures à 0,09 mg/L de ce composé toxique (ROQUEPLO et al. 1984).

Ammonium: comme pour les nitrites, le seuil de tolérance est relativement bas avec 0,2 mg/L (ROQUEPLO et al. 1984).

Phosphates: SYNUSIE (2003) place le seuil de tolérance sous 0,1 mg/L même si des populations ont été observées à des taux supérieurs.

Oxygène: cette espèce est particulièrement exigeante vis-à-vis de ce paramètre. Une teneur en oxygène dissous de 7 mg/L (soit 80% de saturation) est annoncée comme une valeur optimale (SYNUSIE 2003). Pour WESTMAN (1985), un stress peut être induit à des expositions de plusieurs jours à moins de 5 mg/L. Dans ce sens, FOSTER et TURNER (1993) s'accordent à dire que l'écrevisse est sensible à des pollutions organiques engendrant de fortes DBO (Demande Biologique en Oxygène). Le taux d'oxygène peut être perturbé par le colmatage de l'habitat qui constitue une altération de la fonctionnalité du milieu. Des sédiments fins comme le sable et l'argile peuvent se déposer, et en s'accumulant, ils empêchent l'eau de circuler dans le substrat et diminuent donc l'oxygénation (HOTTE et QUIRION, 2003). NEVEU (2000) a observé une réduction de la densité des écrevisses dans le cas d'un envasement du milieu. Cela est d'autant plus vrai pour les juvéniles qui ont de faibles capacités de déplacement et des besoins élevés en oxygène.

Le tableau ci-dessous permet d'avoir une vision synthétique des paramètres physico-chimiques selon les différents auteurs.

Paramètre	Valeurs proposées par les différents auteurs (* correspond aux valeurs rencontrées sur des sites)					
Température	8-15°C	13-19°C				
	LAURENT (1988)	SYNUSIE (2003)				
Oxygène (mg/L)	7 (80% de saturation)	4,4 *				
	SYNUSIE (2003)	LYONS et al. (2003)				
pH	6,2-6,8	8,2-8,5	6,5-9			
	ARRIGNON (1996)	ANDRE (1960)	LYONS et al. (2003)			
	6	3,7 (4,5 maxi) *	5 maxi *	5 *		
NO ₃ ⁻ (mg/L)	SYNUSIE (2003)	REYJOL et ROQUEPLO (2002)	TROSCHER (1997)	ANTON et al. (2001)		
NO ₂ ⁻ (mg/L)	<0,01	0,03 *	0,02*	0,12*	0,06*	
	SYNUSIE (2003)	REYJOL et ROQUEPLO (2002)	RALLO et GARCIA-ARBERAS (1998)	ANTON et al. (2001)	BROQUET et al. (2002)	
NH ₄ ⁺ (mg/L)	<0,01	0,06 *	0,16 *	0,07 maxi *	0,22 *	0,06*
	SYNUSIE (2003)	REYJOL et ROQUEPLO (2002)	RALLO et GARCIA-ARBERAS (1998)	TROSCHER (1997)	ANTON et al. (2001)	BROQUET et al. (2002)
Phosphate	<0,1	0,02*	0,07 maxi *	0,25*	0,1*	
	SYNUSIE (2003)	REYJOL et ROQUEPLO (2002)	TROSCHER (1997)	ANTON et al. (2001)	BROQUET et al. (2002)	

Tableau 1: Synthèse des valeurs des composantes physico-chimiques des milieux hébergeant *A. pallipes*.

En tant qu'espèce sensible, certaines conditions physico-chimiques doivent être réunies pour permettre l'installation et le développement de l'écrevisse à pieds blancs. TROSCHER (1997) a pourtant montré que sa présence n'était pas dépendante de la chimie des eaux. De même, selon les résultats d'une étude menée par LYONS et al. (2003), pour une qualité d'eau donnée, certaines populations d'écrevisses se maintenaient alors qu'elles disparaissaient pour d'autres sites. Pour cette raison, il est difficile de définir des valeurs seuils de qualité de l'eau en dessous desquelles les écrevisses ne peuvent pas survivre.

IV - DISCUSSION DU STATUT DE BIO-INDICATEUR DE L'ECREVISSE A PIEDS BLANCS

Selon certains auteurs, les bioindicateurs sont des organismes qui indiquent l'interaction à long terme de plusieurs conditions environnementales, mais qui réagissent également au changement soudain des combinaisons de facteurs, ou bien qui caractérisent des conditions d'habitat naturel. D'autres auteurs considèrent ces organismes comme réagissant uniquement à des changements de l'environnement par des altérations de leur métabolisme, de leur activité ou d'autres aspects de leur biologie, ou encore qui accumulent des substances toxiques. (FÜREDER et REYNOLDS, 2003).

Avec ses exigences particulières et sa grande sensibilité, l'écrevisse à pieds blancs peut être considérée comme une espèce bio-indicatrice des systèmes apicaux référentiels ou peu perturbés (GRES et al., 2001 ; DEGIORGI et al., 2004). Un habitat hétérogène, une eau de qualité et une absence de polluants sont sensés assurer la survie des écrevisses indigènes (FÜREDER et al., 2003; GRANDJEAN et al., 2003; TOUILHE et al., 2003). Cependant, il existe des exemples contrastés de présence de l'écrevisse dans des conditions de milieux naturels dégradées (DEMERS & REYNOLDS, 2003; FÜREDER et al., 2003). Aussi, elle présente une certaine résistance à la pollution en étant capable de survivre à des pollutions intermittentes (HOLDICH & REEVE, 1991; TROSCHER, 1997; DEMERS & REYNOLDS, 2003). De la même manière, *A pallipes* est située dans la classe C (classe tolérante) de l'index de qualité de l'eau de l'agence de protection de l'environnement irlandaise, du fait de sa tolérance à la pollution organique (contrairement à la moule perlière qui appartient à la classe A). Ainsi, cette écrevisse ne constitue pas un indicateur adapté vis-à-vis de l'enrichissement organique et de l'eutrophisation (FÜREDER, Craynet, 2003).

Pour certains, cette écrevisse est davantage un indicateur de milieu que de qualité de l'eau. Mais là encore, les avis divergent puisque HOLDICH et PEAY affirment en avoir trouvé dans des canaux boueux, des lacs eutrophes, et des milieux acides, tourbeux.

Selon ALONSO (Craynet, FÜREDER et REYNOLDS, 2003); la question du statut de bio-indicateur d'*Austropotamobuis pallipes* ne se situe pas au niveau de la pollution, mais par rapport aux épidémies de peste qui peuvent survenir dans des eaux de bonne qualité; c'est ainsi qu'en Espagne, les populations sont réfugiées dans les montagnes et les têtes de bassin, où la peste n'a pas sévi.

NB: La tolérance de l'écrevisse vis-à-vis de la pollution est à relativiser. Les propos des différents auteurs ne précisent effectivement pas si les études ont été menées sur des populations d'écrevisses pérennes. S'agit-il de populations bien implantées, à forte densité ou de quelques individus en régression qui tentent de se maintenir?

Si la question du caractère bio-indicateur de l'écrevisse à pieds blancs divise, elle n'en reste pas moins une espèce patrimoniale à haute valeur socio-économique, au même titre que la loutre, le saumon et la moule perlière (REYNOLDS, Craynet 2003).

Deuxième partie:

PRESSIONS EXCERCEES SUR LES TETES DE BASSIN VERSANTS ET RAREFACTION D'AUSTROPOTAMOBUIIS PALLIPES.

Les composantes physiques, chimiques et biologiques des cours d'eau sont sous la dépendance de certains paramètres du bassin versant et des variations auxquels il sont soumis: géologie, relief, précipitation générant des débits, température, couverture végétale...or l'anthropisation est précisément capable de modifier certains de ces paramètres (DEMARS, 2001).

La diversité des biotopes aquatiques et la faible pression anthropique sur les bassins versants, deux facteurs favorisant l'implantation de populations d'*A. pallipes* (REYJOL et ROQUEPLO, 2002), se trouvent aujourd'hui menacées.

Dans cette partie, nous dresserons un inventaire des principales activités impactantes pour les milieux et donc pour la survie des écrevisses à pieds blancs.

I - ACTIVITE AGRICOLE

Le choix de certaines pratiques agricoles telles que l'intensification et la spécialisation des productions animales et végétales, leur concentration dans certaines régions, l'usage intensif de pesticides et d'engrais minéraux, la monoculture, le mode de gestion des fumiers et lisiers, le drainage des terres et le redressement des cours d'eau, ainsi que le travail intensif du sol a amplifié l'impact de l'agriculture sur l'environnement (CONSEIL DES PRODUCTIONS VÉGÉTALES DU QUÉBEC, 1996).

A) La gestion des cultures

Les pratiques culturales, notamment en terme d'occupation des sols, ont une grande influence sur les problèmes d'érosion. Une étude suisse menée par JEANNERET (2005) a montré qu'en grandes cultures, les facteurs d'érosion les plus récurrents sont l'absence de couverture et la pente. Or les problèmes d'érosion et de ruissellement de surface sont en étroite liaison avec les phénomènes de pollution diffuse.

La gestion et l'aménagement de "zones tampon" entre les parcelles et les cours d'eau, tels que les haies et les zones humides, apparaissent comme un moyen de limiter les transferts de polluants des parcelles cultivées vers les eaux de surface. Pourtant, le remembrement débuté en 1950 avait comme objectifs initiaux d'accélérer l'évacuation de l'eau des parcelles. Il s'est traduit par une augmentation de la taille des parcelles, un arasement des haies et une augmentation des surfaces en maïs au détriment des surfaces en prairies (VIAUD, 2004).

1) Consommation d'eau

PUJOL et al. (1999) définissent l'agriculture comme étant le premier consommateur national d'eau (50 à 80%). Pourtant, selon d'autres sources, l'irrigation ne représente que 14% des prélèvements sur 33 milliards m³ d'eau prélevés en 2002 pour la France métropolitaine. La production d'énergie et l'eau potable arrivant devant l'agriculture avec respectivement 55% et 19 % des prélèvements comme le montre la Figure 3:

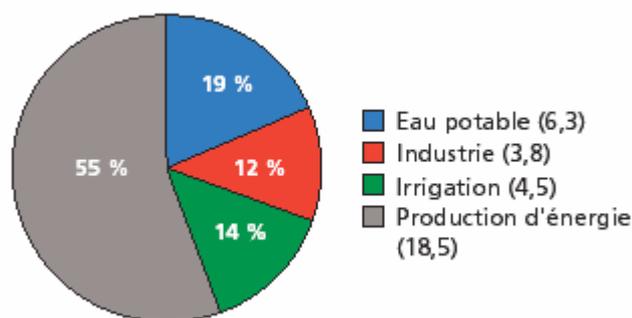


Figure 3 Volumes d'eau prélevés en France métropolitaine en 2002 (en milliards de m³)

source: Agences de l'Eau, RNDE – traitements: IFEN, 2005.

Sur la part prélevée, il convient de distinguer la part restituée. C'est ainsi que la production d'énergie est le secteur le moins consommateur d'eau puisqu'une grande majorité des volumes prélevés est restituée après utilisation. A l'inverse, bien que seulement 14% des volumes prélevés en 2002 soient consacrés à l'irrigation des cultures, cette activité représente à elle seule près de la moitié des volumes consommés. La quasi-totalité des 4,5 milliards de m³ d'eau n'est donc pas restituée à la ressource (évapotranspiration, absorption...), sauf s'il s'agit d'une irrigation gravitaire. Notons qu'il est difficile d'apprécier les volumes d'eau prélevés pour l'irrigation car des évaluations fiables ne sont disponibles que depuis 2000. Le recensement agricole permet cependant d'estimer une augmentation régulière de ces volumes de 1955 à 1988. Cette tendance s'explique par la conjonction d'épisodes climatiques particulièrement secs et par une politique agricole commune incitant à augmenter les surfaces irriguées. Toutefois, depuis 1992, ces dernières se sont stabilisées, ce qui laisse à penser que les volumes prélevés sont restés constants (BLUM, 2005).

Le choix des cultures a une grande influence sur la consommation d'eau comme le montre le Tableau 2. A titre d'exemple, la production d'un kilo de maïs cultivé dans des conditions climatiques favorables, comme aux Etats-Unis ou en France, requiert en moyenne un tiers de mètre cube d'eau. Or les pénuries d'eau estivales récurrentes poussent les politiques à s'interroger sur la stratégie à adopter pour faire face: pour Nelly OLIN (ministre de l'écologie), il faut faire reculer la culture du maïs, trop consommatrice d'eau. Dominique BUSSEureau (ministre de l'agriculture) oppose un argument productiviste: "la France a besoin de maïs et ne peut se résoudre à en réduire la production" (LE VERNROY, 2006).

Cultures	Besoins en eau en mm (10m ³ /ha)
Riz	770
Maïs	575
Blé	550
Pomme de terre	487

Tableau 2: Consommation en eau selon les cultures
source: FAO (Food and Agriculture Organisation)

2) Pesticides

Les produits phytosanitaires, éléments de synthèse destinés à lutter contre les parasites animaux et végétaux des cultures et à détruire les plantes indésirables, sont apparus sur le marché dans les années 40, dans le cadre d'une politique productiviste (BOURNET et al., 2002). Aujourd'hui, la France est le plus gros consommateur de produits phytosanitaires d'Europe occidentale (le deuxième au rang mondiale derrière les Etats-Unis) en volume de substances actives (LAMY ENVIRONNEMENT, 2001).

La progression de la culture du maïs induit une utilisation accrue des herbicides. En effet, cette plante reçoit 75 fois plus de pesticides que le foin et 5 fois plus que les céréales (LAJOIE, 1999).

L'utilisation des pesticides est problématique dans la mesure où une quantité non négligeable parvient aux écosystèmes aquatiques. Si on se réfère aux données de l'Institut Français de l'Environnement, la contamination des eaux de surface et souterraines est préoccupante: sur 320 pesticides recherchés, 148 ont été retrouvés dans les eaux de surface.

Notons que les transferts de ces substances dépendent de plusieurs facteurs dont:

- ✓ les caractéristiques chimiques des molécules mises en jeu: plus ou moins grande mobilité selon la solubilité et la capacité d'adsorption, rémanence en fonction du degré dégradabilité,
- ✓ les conditions climatiques: épisodes pluvieux survenant plus ou moins rapidement après le traitement,
- ✓ les propriétés du sol, la pente, l'existence de haies en bordure de parcelle,
- ✓ ...

Au total, une quarantaine de facteurs règlent le transfert (GIOVANNI, 1998). Quoiqu'il en soit, les données du CEMAGREF et de l'INRA évaluent les transferts de 0,1 à 5 % des doses appliquées.

Bien qu'utilisés contre des organismes cibles particuliers (ravageurs, "mauvaises herbes"), les pesticides sont susceptibles d'exercer une activité toxique vis-à-vis d'autres organismes "non-cibles" de part leur vocation à altérer des mécanismes indispensables au développement ou à la survie des organismes vivants (MONOD, 1998).

Des études en écosystèmes aquatiques reconstitués (mésocosme) ont montré le danger de certains pesticides sur des populations d'insectes benthiques: des concentrations en fenvalérate (insecticide) aussi faible que 0,1 µg/L peuvent éliminer totalement les éphéméroptères et les plécoptères au bout de 30 jours d'exposition (BRENEMAN et PONTASCH, 1994). Des expérimentations similaires menées par MITCHELL et al. (1993) ont permis de constater qu'une concentration en lindane de 3 µg/L appliquée à un mésocosme d'eau courante élimine complètement les larves d'insectes et entraîne une diminution de la densité de gammarès. Même si les pesticides conduisent à des effets toxiques manifestes, la toxicité, directe ou induite, ne s'exprime pas de la même manière selon les organismes (végétal/animal, invertébré/poisson), l'espèce, le stade de développement, les conditions physiologiques (état de stress, réserves graisseuses...)...etc. De plus, la caractérisation des effets des pesticides *in situ* est rendue difficile pour plusieurs raisons:

- ✓ il s'agit d'une pollution multiforme: grande diversité des matières actives et présence simultanée de plusieurs d'entre elles,
- ✓ absence de sources de pollutions bien identifiables (contrairement à la pollution industrielle pour laquelle des points de rejets sont précisément et officiellement référencés),
- ✓ influence d'autres facteurs de perturbation d'origine anthropique (MONOD, 1998).

Pour lutter contre la pollution par les pesticides, la démarche préventive reste prioritaire. Outre la réglementation, des actions incitatives, de conseil et de sensibilisation sont encadrées localement par des organismes spécialisés (CORPEN, Comité interministériel "eau-produits antiparasitaires", opération "Phytomieux", contrats territoriaux d'exploitation...) (BOURNET et al., 2002).

3) Drainage

Le drainage des terres agricoles peut être considéré comme une marque d'intensification de l'agriculture (PENVEN, MUXART, 1995). Ainsi, sur les 33 Mha que représentent les terres agricoles françaises, 2 Mha de zones humides ont été drainées (soit le quart de la totalité des zones humides en France) (PUJOL et al., 1999)

Le drainage des terres cultivées est une technique ancienne qui s'est largement répandue en France et dans le monde suite à la modernisation de l'agriculture. En France, les superficies drainées par tuyaux enterrés sont passées de l'ordre de 300 000 ha à plus de 2 300 000 ha entre 1970

et 1993, pour atteindre près de 3 millions d'hectares aujourd'hui. Pour un taux moyen de drainage de 7 à 10 % de la Surface Agricole Utile, ce sont essentiellement la moitié Nord de la France et le Sud-Ouest qui sont concernés par le drainage.

Deux techniques complémentaires peuvent être mises en œuvre, avec des objectifs bien distincts : le **drainage agricole** et l'**assainissement agricole** (POIREE et OLLIER, 1973 ; CEMAGREF, 1993). Le drainage agricole regroupe l'ensemble des travaux d'aménagement hydro-agricole effectués à l'échelle de la parcelle, dans le but de supprimer les excès d'eau. L'assainissement agricole désigne, à l'échelle d'un groupe de parcelles ou d'un petit bassin versant, l'ensemble des ouvrages de transfert de l'eau, de l'exutoire des parcelles jusqu'aux émissaires naturels. Le mode de drainage particulièrement fréquent dans le contexte français est le drainage par tuyaux enterrés d'excès d'eau temporaires liés à la présence d'une nappe perchée.

Le drainage agricole induit deux nuisances principales (NEDELEC, 2005):

En période de crue, le rejet d'eaux de drainage dans les émissaires à surface libre apparaît comme une cause possible de formation d'inondations, car il introduit dans le réseau hydrographique des eaux qui auraient pu circuler de manière diffuse en l'absence de drainage (infiltration ou ruissellement). Toutefois, ces considérations doivent être nuancées par le fait que la vitesse d'écoulement des eaux est nettement accélérée par l'approfondissement, le reprofilage et la rectification des lits des cours d'eau.

Le drainage agricole apparaît également comme une source de pollution du milieu naturel, en déversant des nutriments ou certains traitements phytosanitaires lessivés. Aussi, il a été montré que la concentration en MES (Matières En Suspension) des eaux de drainage était supérieure à celle des eaux de la rivière (PENVEN et al., 1993), de ce fait, des problèmes de colmatage du lit des cours d'eau pourront être rencontrés.

En plus de son impact sur l'environnement, le drainage peut également avoir des conséquences agronomiques puisque les flux d'eau et de MES évacués par les drains représentent, à terme, un appauvrissement du sol en éléments fins (PENVEN, MUXART, 1995).

B) Elevage

Nous traiterons ici deux volets liés à l'élevage: il entraîne tout d'abord la nécessité de gestion des lisiers (stockage, épandage); ensuite, le bétail peut avoir un impact direct sur le milieu avec les problèmes de divagation dans les cours d'eau.

1) Epandage

Les élevages produisent des fumiers qui peuvent être valorisés avec la fertilisation des cultures (Figure 4). Or les rejets diffus, source principale de contamination en milieu agricole, découlent souvent des pratiques d'épandage et de fertilisation, entre autre (LAJOIE, 1999).

D'après une étude de PAINCHAUD (1997), les bassins agricoles montrent un enrichissement significatif en ce qui concerne le phosphore, l'azote, la chlorophylle et la turbidité. Ainsi, l'eutrophisation semble surtout une problématique de bassins agricoles.



Figure 4: Ependage de lisier sur les cultures

2) Piétinement

La divagation du bétail dans les cours d'eau est source de perturbations multiples. Tout d'abord, sur le milieu, le broutement et le piétinement répété des animaux causent la disparition ou l'appauvrissement de la végétation rivulaire. L'élargissement du lit du cours d'eau contribue sur les petits cours d'eau, à la banalisation des habitats piscicoles et au réchauffement des eaux. La mise en suspension de matériaux conduit au colmatage des fonds et dégrade ainsi l'habitat des invertébrés et les frayères. Enfin, la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau se trouvent dégradées par les déjections du bétail (CATER Basse Normandie, 2004). La photo suivante donne un aperçu de ces perturbations.



Figure 5: Piétinement d'un cours d'eau par le bétail (photo Bellanger)

Les sources de perturbations occasionnées par l'activité agricole sont nombreuses et d'importants efforts restent à faire pour préserver à la fois le milieu physique, la qualité et la quantité de la ressource en eau. Selon NEVEU (2000), le rythme actuel de développement économique en milieu rural pourrait faire disparaître totalement les populations d'*A. pallipes* d'ici 20 ans.

II – FORESTERIE ET FILIERE BOIS

Comme pour l'agriculture, l'essor de la mécanisation a intensifié les pratiques forestières depuis la fin des années 70 (LAURIER, 2004). Dans le cadre de notre étude, l'enjeu majeur réside dans le fait que l'écrevisse affectionne plus particulièrement les cours d'eau forestiers. Par exemple, sur une centaine de sites bourguignons à écrevisses pallipèdes, plus de 60 % sont situés en forêt, aucun ne se trouvant dans une zone de grandes cultures céréalières (comm. pers. groupe écrevisse bourguignon, 2003). Pour reprendre les termes de NEVEU (2000), les populations d'*A. pallipes* sont sanctuarisées dans les zones forestières où les conditions environnementales sont *a priori* tamponnées par la présence de la futaie. Cela est d'autant plus vrai que plus la largeur du cours d'eau est modeste, plus les contrôles exercés par la forêt et la ripisylve sont importants (DEMARS, 2001). Parmi les opérations forestières dommageables à l'environnement, nous distinguerons l'utilisation d'intrants, l'enrésinement, la pratique de coupe rase et le franchissement des cours d'eau par les engins sans ouvrages adaptés. Nous feront enfin un point sur un des aboutissement de la filière bois: les scieries.

A) Sylviculture

1) Utilisation d'intrants

Selon BREDA et ROMAN-AMAT (2001), l'emploi d'engrais et de pesticides reste limité en forêt. Le pourcentage des surfaces de forêts publiques françaises recevant des fertilisants ou des produits phytocides est compris entre 0,3 et 1% comme indiqué ci-dessous (ONF, 1999):

	Pourcentage des forêts gérées par l'ONF recevant annuellement	
	des fertilisants	des phytocides
Forêts domaniales (1985-1993)	0,4%	0,5%
Forêts communales (1985-1993)	0,3%	1%

Tableau 3: Emploi des intrants en forêts publiques

L'article de BREDA et ROMAN-AMAT (2001) mentionne la faible utilisation des engrais par les forestiers et ce pour trois raisons principales:

- ✓ les expérimentations menées n'ont pas toujours conduit à une forte réaction des peuplements forestiers,
- ✓ des mesures montrent que les apports atmosphériques azotés sont notables (ULRICH et al., 1995),
- ✓ une proportion élevée de nouveaux boisements est réalisée sur d'anciennes terres agricoles dont le niveau trophique est élevé.

Cela dit, lorsque des quantités importantes de bois doivent être stockées, les grumes peuvent être soumises à des traitement chimiques, principalement à base de K Othrine® (comm. pers. P-E. DURAND, ONF STIR Lorraine). Il s'agit d'un insecticide contenant de la deltaméthrine, considéré comme toxique pour les organismes aquatiques d'après la fiche de données de sécurité en annexe. L'emploi de cette substance, *a fortiori*, à proximité de milieux aquatiques peut avoir des conséquences fortement dommageables.

2) Enrésinement

La diffusion du modèle sylvicole prussien du XIXe siècle conduit à un mouvement forestier de grande ampleur: l'enrésinement, caractérisé par une grande régularité structurale, la monospécificité et l'homogénéité des classes d'âge des peuplements.

Il correspond à un boisement effectué en résineux (pin, sapin, épicéa), souvent considéré comme un moyen de mise en valeur des terres incultes ou de bois peu productifs. L'enrésinement, prôné par le FFN (Fonds Forestier National) depuis les années 50, a été soutenu par de nombreux arguments productivistes: les résineux possèderaient une valeur commerciale supérieure à celle de certains feuillus compte tenu de leur durée de croissance plus rapide, leur capacité à fournir du bois d'œuvre de plus grandes dimensions et en quantité plus importante...autant de qualités qui conviennent aux techniques de la papeterie, et qui apportent un gain de rentabilité régulier pour la filière bois. Notons que l'enrésinement a souvent été accéléré et amplifié par la coupe de la forêt d'origine et son remplacement par un peuplement artificiel de résineux. Cette transformation a entraîné un appauvrissement de la flore et de la faune ainsi qu'une modification importante des sols (GALOCHET, SIMON).

Par ailleurs, l'intensification des pratiques forestières a parfois conduit jusqu'à l'enrésinement des berges et des fonds de vallées. Ces plantations ont généralement un effet néfaste sur la qualité des cours d'eau: les milieux au faible pouvoir tampon (substrats gréseux et granitiques notamment) peuvent subir une acidification des eaux et des sols qui est défavorable à la faune (MOTTE, 2005). L'érosion de la biodiversité a été mise en évidence comme une des conséquences marquantes de l'acidification des eaux. En effet, une étude menée sur le compartiment des invertébrés aquatiques a montré une disparition drastique des taxons appartenant aux groupes faunistiques majeurs, pouvant atteindre 70 % dans les cours d'eau les plus acidifiés. Ce constat est d'autant plus frappant que les écosystèmes dégradés sont tous situés en amont de toute activité anthropique (effluents urbains, agricoles ou industriels, modification physiques des cours d'eau...) à l'exception toutefois des activités forestières (GUEROLD et al., 2005). D'après des expérimentations similaires, la densité d'invertébrés benthiques sous une ripisylve artificielle constituée de conifères est deux à quatre fois moindre que celle sous un couvert de feuillus (DEMARS, 2001). Le compartiment pisciaire n'est pas épargné par les conséquences de l'enrésinement: les résultats d'inventaires piscicoles réalisés dans des petits cours d'eau d'Auvergne et des Vosges attestent de la plus faible densité et biomasse des populations de truites sous ripisylve d'épicéas ou de sapins que sous ripisylve de feuillus (CSP, 1999).

De plus, l'acidification peut induire un autre phénomène: l'accroissement de la mobilité de certains métaux lourds, qu'ils proviennent de l'altération de la roche mère (Al) ou de dépôts atmosphériques (Pb) (LAVABRE et ANDREASSIAN, 2000). Le préjudice potentiel pour les populations d'écrevisses réside dans le fait que les écosystèmes acidifiés ou susceptibles de l'être sont typiquement des ruisseaux forestiers de tête de bassin (GUEROLD et al., 2005).

Au delà des effets sur les composantes physico-chimiques, les plantations en bordure de cours d'eau ont également des conséquences sur le milieu physique. La présence de conifères ou de cultivars de peupliers hybrides en bordure de cours d'eau est déconseillée dans la mesure où ces essences sont peu efficaces pour tenir la berge, à l'inverse des essences poussant naturellement comme les saules, les aulnes, les frênes ou même les peupliers noirs. La comparaison de stations à ripisylve naturelle de feuillus et à ripisylve artificielle d'épicéas indique que les érosions de berges sous feuillus sont inférieures à 12% du linéaire tandis qu'elles s'élèvent de 30 à 91% dans le cas des conifères. Ainsi, le système racinaire traçant des résineux n'assurent pas une bonne tenue des terrains et l'érosion des berges aboutie à un élargissement du lit et à une réduction de la diversité des écoulements (DEMARS, 2001).

B) Exploitation forestière

1) Coupe à blanc

Des études relatives à l'impact des pratiques forestières sur l'**hydrologie** des cours d'eau ont montré une augmentation des débits de pointe de pluie, ainsi que leur fréquence sur des bassins versants forestiers coupés à plus de 50% (PLAMANDON et al., 1999; DEMARS, 2001).

En plus de leur rôle hydrologique, les forêts sont unanimement reconnues dans la lutte contre l'**érosion**, notamment dans les secteurs montagneux (REY, BERGER; LAVABRE et ANDREASSIAN, 2000; HURAND et BERGER, 2001). La pratique de coupe rase induit ainsi des risques d'érosion et de glissement de terrain, avec à la clé un important transport de matériaux parvenant aux cours d'eau. L'apport de particules fines en particulier, abouti à des problèmes de **colmatage** des fonds.

De plus, il a été montré que la coupe rase d'un peuplement conduit à un relargage non négligeable d'éléments dissous (LAVABRE et ANDREASSIAN, 2000), notamment du fait de la minéralisation rapide d'une partie de l'humus. Les produits de cette minéralisation, essentiellement de l'azote sous forme de nitrites et de nitrates, ne sont pas absorbés et peuvent être lessivés vers les cours d'eau en particulier pendant les premières années qui suivent la coupe (DIDON-LESCOT et al., 1998).

Au-delà des opérations de coupe, le **débardage** apparaît comme l'opération la plus génératrice de dégâts au sol du fait du déplacement des engins. A ce titre, le mode d'exploitation et la gestion des rémanents peuvent avoir une grande importance. En effet, l'étalement des rémanents au sol permet de réduire le risque d'orniérage.

2) Franchissement de cours d'eau

La nécessité de franchir des cours d'eau, pour accéder à la coupe ou circuler sur la coupe, est fréquente en exploitation forestière, mais pratiqués sans ouvrage adapté, ces franchissements peuvent provoquer des dégâts irréremédiables sur les écosystèmes aquatiques: pollution des eaux, dégradation des habitats (berges, fond), perturbation de la faune et de la flore (Figure 6). Or, en vertu de l'article L 432-2 du Code de l'Environnement, tout franchissement par un engin directement dans le lit du cours d'eau est interdit du fait de la pollution engendrée par les matières mises en suspension dans l'eau (CACOT, 2002). Devant ce constat, la mise en place de techniques de franchissement de cours d'eau semble nécessaire. Dans le cas de massifs forestiers importants, l'installation de structures pérennes se justifie pleinement. Cependant, la plupart des coupes présentent de faibles volumes de bois à récolter; le choix de solutions techniques temporaires se trouve alors plus judicieux. Ainsi, les méthodes de franchissement doivent restées compatibles avec les conditions techniques et économiques de l'exploitation forestière (CUCHET, LAMISCARRE, 2004).



Figure 6: Franchissement d'un cours d'eau sans ouvrage

C) Scierie

L'exploitation du bois en scierie, étape clé de la filière bois, occupe une place prépondérante dans l'économie de certaines régions (ADIB, 2001). De nombreuses études ont montré le caractère impactant de telles installations sur l'environnement aquatique (GOGUILLY et ELOY, 2000; GOULMY, 2001; ADAM, 2002). Ces problèmes sont imputables à l'utilisation de produits de **traitement du bois**, notamment pour les résineux qui sont sensibles aux insectes xylophages et aux champignons lignivores (GOULMY, 2001). Des pyréthrinoïdes de synthèse de type perméthrine et cyperméthrine, des sels d'ammonium, du propiconazole, du tébuconazole et parfois de l'IPBC (Iodo Propyl Butyl Carbamate) font partie des nombreux produits susceptibles d'être utilisés pour ces traitements (ADAM, 2002). Les risques liés aux traitements sont à considérer en fonction de la disposition et l'état des installations et infrastructures, de l'organisation globale de l'entreprise ainsi que l'intensité de son activité. A ce titre, l'aire de traitement du bois se situe souvent à proximité d'un cours d'eau, pour des raisons historiques d'utilisation de l'énergie hydraulique. En plus de ces paramètres, les caractéristiques du site d'implantation ne sont pas à négliger par rapport aux risques de transfert: pluviométrie, propriétés du sol et du sous-sol, taille du système aquatique à proximité, qui conditionne sa vulnérabilité.

Au niveau chimique, le caractère lipophile des pyréthrinoïdes de synthèse entraîne une **bioaccumulation** rapide et massive par les organismes aquatiques (STEPHENSON, 1982). Leur faible solubilité en phase aqueuse les rend effectivement facilement adsorbables par les particules en suspension, les sédiments, les algues, les plantes et autres surfaces biologiques qui constituent les éléments solides des milieux aquatiques (MUIR et al., 1985; HILL, 1989; LONG et al., 1998).

De plus, les doses létales sont très faibles pour la plupart des organismes (de l'ordre du $\mu\text{g/L}$) même si la cyperméthrine enregistre des valeurs légèrement inférieures à celles de la perméthrine (HILL, 1989). Notons que le mélange de certains de ces produits conduit à une modification de

leurs propriétés physico-chimiques, avec notamment des phénomènes de **synergie** (LONG et al., 1998).

Le caractère **biodégradable** et donc **rémnant** des pyréthriinoïdes est lié à la forme sous laquelle ils se trouvent: leur dégradation est plus lente sous forme adsorbée que sous phase aqueuse (MUIR et al.; LONG et al., 1998).

Si les effets des produits de traitement du bois sur la faune macrobenthique et pisciaire ont été étudiés (KREUTZWEISER et al., 1987), les conséquences de ces molécules sur les écrevisses souffrent d'un manque d'étude.

L'activité forestière est une activité humaine qui n'est pas sans conséquence pour l'environnement. Le fait est qu'elle concerne souvent des secteurs fragiles, écologiquement riches et situés majoritairement sur en tête de bassin versant. La nécessité de prise en compte des différents paramètres de l'environnement (franchissement de cours d'eau, sensibilité du sol...) s'oppose parfois à la difficulté de gestion des contraintes (rentabilité, coût, accessibilité...). Cette conciliation s'est notamment avérée difficile lors des interventions suite à la tempête de décembre 1999 (BELLANGER, 2005). De plus, parmi les activités que génère la forêt, l'exploitation du bois est peut-être celle qui est la plus dommageable à l'environnement, en particulier à cause de l'utilisation de produits chimiques de traitement.

III - LES AUTRES PRESSIONS

A) Anthropisation croissante des têtes de bassin versant:

Accentuation des prélèvements d'eau et défaut d'épuration

La modification des modes de vie et l'essor démographique poussent les français à se diriger de plus en plus vers des zones résidentielles en tant que lieu d'habitation, tandis que les centres villes supportent l'activité de la journée. Les communes situées sur les têtes de bassin ne font pas exception à ce constat en accueillant une population de moins en moins rurale et de plus en plus "citadine". La densification de l'habitat est un vecteur de dynamisation de ces secteurs parfois reculés, mais l'occupation de ces territoires augmente les besoins en **alimentation en eau potable**, au même titre que la nécessité de traiter les **effluents domestiques**. Or l'exploitation croissante des captages d'eau potable abaisse les hauteurs d'eau et diminue de ce fait la dilution des pollutions dans les cours d'eau (ROQUEPLO et DAGUERRE DE HUREAUX, 1983).

Le choix des techniques d'épuration se doit d'être adapté aux **têtes de bassin** dont la grande **fragilité** apparaît comme la principale contrainte. Par ailleurs, la ou les filière(s) de traitement retenue(s) doit (doivent) pouvoir faire face aux différentes catégories de pollutions: domestique (avec des procédés collectifs ou individuels), industrielle (biodégradable ou non) et agricole (NADOBNY, 2000).

Sur de petits secteurs comme les têtes de bassin, où l'habitat reste dispersé et relativement peu nombreux, on peut se poser la question de la nécessité d'équiper les villages de systèmes de traitement collectifs de faible capacité nominale (quelques centaines d'équivalents-habitants au plus), or d'après une étude menée par TUSSEAU et al. (1999), les traitements efficaces sont associés aux stations de grande taille.

Ce qui est manifeste, comme le prouve un compte-rendu du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (PAINCHAUD, 1997), c'est que depuis la mise en service de stations d'épuration, la qualité des eaux s'est significativement améliorée dans certains bassins versants. Le rapport ne précise toutefois pas s'il existait auparavant une quelconque forme de traitement des eaux usées.

Notons que la plupart des sites à écrevisses se situent sur des bassins versants ruraux (en particulier en Haute Savoie) dont les communes présentent souvent un **déficit en assainissement** collectif ; impliquant une **pollution diffuse**. La présence d'*A. pallipes* pourrait être un facteur prioritaire quant à la mise en place d'un plan d'assainissement des communes, tout en prenant en compte la position des rejets de STEP par rapport à la localisation des populations d'écrevisses (HUCHET, 2004).

Enfin, conséquence directe de l'anthropisation et de l'urbanisation, l'imperméabilisation des surfaces accentue le ruissellement lors d'épisodes pluvieux. Or les eaux de drainage des milieux artificialisés, très chargées en résidus de combustion et métaux lourds, génèrent de brusques flux de pollution dans le milieu naturel (LAVABRE et ANDREASSIAN, 2000).

B) Travaux effectués dans les cours d'eau

Les travaux d'aménagement réalisés dans les cours d'eau peuvent correspondre à diverses opérations: construction/réparation de pont, dérivation de canaux, renforcement de berges, curage, élimination/entretien de la ripisylve, installation de buses de rejet, enlèvement/pose de clôtures...Qu'ils concernent des opérations courantes de maintenance, de construction ou de réparation, ils produisent des **impacts** à deux niveaux:

- ✓ **directs**, avec la perte temporaire ou définitive d'habitats aquatiques (au sein même du lit ou au niveau des berges) et la mortalité de la faune, dont l'écrevisse;
- ✓ **indirects**, avec la libération de particules fines et de matériaux pouvant perturber les secteurs en aval.

Notons qu'un assèchement provisoire du lit peut limiter les risques de départ de matériaux et les pollutions (fuites de fuel, huiles ou autres produits des engins...)

Même si des refuges naturels ou artificiels peuvent être installés, cela ne suffit pas toujours à récupérer les conditions favorables aux écrevisses: leur succès dépend du débit, du substrat et de leur accessibilité. Cela est d'autant plus complexe qu'il est difficile de compter sur une éventuelle recolonisation par l'amont ou l'aval: les écrevisses à pieds blancs ont effectivement un **taux de recolonisation** très **lent**. SPINK et FRAYLING (2002) ont montré que 4 à 8 ans après une réintroduction (suite à une épidémie de peste), les écrevisses se trouvaient seulement de 10 à quelques centaines de mètres des sites où elles avaient été introduites. Ainsi, les travaux en rivière risquent de fragmenter davantage les populations d'écrevisses.

Pour minimiser les impacts lors de travaux dans les cours d'eau, il est souhaitable que les gestionnaires intègrent la composante écrevisse au plus tôt dans leurs projets (PEAY, 2003).

C) Création d'étangs

De nombreux cours d'eau apicaux sont utilisés pour l'alimentation et/ou les rejets des eaux d'étangs. Or il existe aujourd'hui 112 000 ha d'étangs en France; ils peuvent être dédiés à la gestion piscicole et sont associés à des fonctions variées comme la pêche, la chasse et la conservation du patrimoine (LE QUERE et al., 1999; FFA, 2004).

La connexion de systèmes d'eau stagnante que représentent les étangs à des milieux d'eau courante pose un certain nombre de problèmes. On peut distinguer trois grandes catégories de perturbations:

- ✓ impacts sur la ressource en eau,
- ✓ impacts sur la qualité du milieu,
- ✓ conséquences biologiques.

1) Ressource en eau

Pour certains étangs, l'alimentation comprend le pompage de la nappe souterraine, d'une rivière ou la dérivation de celle-ci. Ainsi, l'implantation d'étangs en barrage ou en dérivation sur un cours d'eau induit une diminution de son débit à l'aval (LE BROCH, 1998; MALVAL, 1997). Les apports hydriques peuvent également être constitués des précipitations, de ruissellement ou d'une résurgence liée à une géologie particulière (TRINTIGNAC et al., 2004).

Pour compenser les pertes en eau d'un étang (évapotranspiration, infiltrations, fuites) et maintenir son niveau, il est nécessaire de fournir un certain apport d'eau estimé entre 0.5 et 5 L/s/ha selon les conditions environnantes (BRETON, 2001; LE LOUARN et BERTRU, 2001; SCHLUMBERGER, 2002, SMIDAP). Si l'étiage estival des petits cours d'eau est naturel, les pertes en eau occasionnées par les étangs l'accroissent, provoquant une baisse supplémentaire du débit. En conséquence, le milieu perd de son pouvoir diluant. Pourtant, l'article L 432-5 du Code de l'Environnement prévoit la restitution d'un débit minimal au cours d'eau aval afin de maintenir un débit réservé.

2) Impacts sur la qualité du milieu

En terme d'impacts qualitatifs sur le milieu, la vidange constitue une phase sensible. Or la surface totale d'étangs vidangés en France représente 90 000 ha par an. Pourtant, certains auteurs indiquent que l'impact des vidanges d'étangs piscicoles est très restreint et de durée limitée (2 à 3 j/an) (MARCEL, 1996), d'autant qu'elles s'effectuent préférentiellement en automne-hiver. Quoiqu'il en soit, la nature du milieu récepteur et les paramètres de l'étang sont à prendre en considération vis-à-vis des apports d'éléments et de la capacité à les absorber.

Plusieurs paramètres peuvent être considérés pour évaluer les impacts sur le milieu:

- ✓ La **température** semble être le facteur météorologique le plus affecté par les rejets d'eau d'étangs (LUTUN, 1979; LE BROCH, 1998, MALVAL; 1998). Dans le cas d'étang équipé d'une surverse, ce sont les eaux de surface, donc les plus chaudes (avoisinant ou dépassant les 25 °C en été) qui sont évacuées vers le milieu récepteur. Le réchauffement induit sur le cours d'eau aval peut être de 2 à 7 °C sur plusieurs dizaines à plusieurs centaines de mètres (MOUILLE, 1982; LE LOUARN et BERTRU, 1991; BOUTET-BERRY, 2000). Or ces réchauffements ont un impact négatif sur les populations de salmonidés et d'écrevisses à pattes blanches qui sont particulièrement sensibles aux variations thermiques élevées et brusques (ARRIGNON, 1996; NEVEU, 2000). Un système d'écoulement par le fond de l'étang permettrait de limiter cet impact (CADIEU et al., 2002).
- ✓ Le **transport solide** est un paramètre fortement impacté par la présence de plans d'eau: en effet, les étangs, et tout particulièrement ceux en barrage sur le cours d'eau, sont susceptibles de supprimer ou de fortement réduire la charge solide et de modifier la capacité de transport solide des cours d'eau (AMOROS et PETTS, 1993). L'eau restituée à l'aval, pratiquement débarrassée de toute sa charge solide va induire des phénomènes de creusement du lit et des berges: c'est l'érosion progressive. D'autre part, les vidanges induisent des exportations de MES et de nutriments. Ces éléments transportées par le cours d'eau peuvent colmater des frayères ou des habitats et ainsi menacer des espèces sensibles comme *A. pallipes*, l'accumulation de sédiments étant en particulier défavorable aux petits individus (LE LOUARN et BERTRU, 1991; BOUTET-BERRY, 2000; NEVEU, 2000).
- ✓ Un certain nombre de **paramètres physico-chimiques** peuvent également être touchés: le taux d'oxygène dissous, et les variables qui lui sont liées: DBO (Demande Biochimique en Oxygène), DCO (Demande Chimique en Oxygène), l'azote total et le phosphore total. Il a été montré que le taux d'oxygène dissous est généralement inférieur à l'aval des étangs qu'à

l'amont (LE LOUARN et BERTRU, 1991; MALVAL, 1997). Cela va de paire avec l'augmentation de la DBO et de la DCO, notamment en cas d'apport de MES lors des vidanges (LE LOUARN et BERTRU, 1991). En ce qui concerne l'azote et le phosphore, l'étang constitue un réservoir de stockage de ces nutriments qui peuvent engendrer des problèmes d'eutrophisation.

3)Conséquences biologiques et écologiques

En agissant sur les paramètres physiques et physico-chimiques du milieu, les étangs ont, en toute logique, également des conséquences sur les biocénoses.

Le stockage d'eau réchauffée et riche en nutriments a pour conséquence de créer des blooms de végétaux (macrophytes, microalgues, cyanobactéries). Or l'excès de production primaire peut entraîner une désoxygénation de l'eau. De plus, certaines espèces de cyanobactéries du genre *Mycrocystis*, *Anaebaena* ou *Planktothrix* sont capables de produire des toxines dommageable à la faune, la flore (BOUAICHA, 2001; SARAZIN et al., 2002)

L'apport de nouvelles espèces répond à un impact écologique récurrent, surtout en ce qui concerne les poissons. Pourtant, selon certains auteurs, la présence de certaines espèces exotiques comme les écrevisses américaines est largement due aux introductions directes dans les rivières plutôt qu'au vidanges d'étangs (LAURENT, 1997; MACHINO, 1999; THIBAUT et CHASLE, 2002).

Les risques sanitaires constituent un aspect non négligeable: les espèces introduites des étangs peuvent être des vecteurs d'agents pathogènes pour les espèces indigènes tel que la peste de l'écrevisse (*Aphanomyces astaci*), et des parasites du type *Piscicola geometra* ou encore *Ligula intestinalis* (BOUTET-BERRY, 2000). Notons qu'un réchauffement des eaux peut aggraver la sensibilité aux maladies ainsi qu'aux pollutions (ARMOUR, 1991).

Enfin, l'accentuation des étiages du cours d'eau récepteur peut provoquer un changement de la macrofaune benthique: les taxons rhéophiles sont remplacés par des taxons d'habitat lentique (SOUCHON et al., 1996).

Pour résumer, l'ensemble des paramètres impactés par la présence d'étangs sont plus ou moins liés entre eux. En effet, une baisse du débit (et donc de hauteur d'eau) va entraîner un réchauffement du milieu récepteur, avec des conséquences sur les biocénoses aquatiques. Cette réduction de débit diminue également la capacité de transport solide, notamment en MES, induisant une sédimentation, puis un colmatage du lit du cours d'eau. A cette simplification de la mosaïque d'habitats s'ajoute une chute de la teneur en oxygène dissous, conjointe à l'augmentation de température et à la réduction des écoulements. Un apport d'éléments nutritifs insuffisamment dilués par le milieu aura pour effet d'accélérer le phénomène d'eutrophisation. Toutes les conséquences de ces étangs soulèvent donc l'enjeu d'une bonne gestion et d'une prise en compte de l'ensemble des paramètres du milieu.

VI – PRESSIONS EXERCEES SPECIFIQUEMENT SUR L'ECREVISSE A PATTES BLANCHES

A) La compétition des espèces d'écrevisses invasives et les maladies

Les espèces d'écrevisses autochtones subissent la concurrence des écrevisses américaines introduites pouvant fréquenter les mêmes habitats. Plusieurs auteurs s'accordent à dire que ces espèces invasives sont moins exigeantes vis-à-vis de la qualité du milieu: elles présentent une

résistance à la dégradation des biotopes (réchauffement des eaux, eutrophisation, pathologies) (BROQUET et al., 2002; BENSETTITI et GAUDILLAT, 2004). De plus, les espèces introduites présentent généralement des caractéristiques démographiques qui les avantagent en situation de compétition: elles peuvent se reproduire plus jeunes avec une maturité sexuelle précoce, elles sont plus prolifiques et croissent plus rapidement. CHANGEUX (2003) associe même ces espèces invasives à une stratégie de développement de type r.

En plus de leur caractère territorial et agressif, les écrevisses exotiques posent le problème de la transmission de la peste de l'écrevisse causé par un champignon de l'ordre des saprolégniales: *Aphanomyces astaci* (NEPVEU, 2002).

La peste de l'écrevisse est très répandue en Europe comme en témoignent plusieurs auteurs: REYNOLDS (1997), HOLDICH et al. (1997), DIEGUEZ-URIBEONDO et al. (1997). Selon ALDERMAN (1996), la Lombardie (Italie) fut la première région d'Europe à être touchée par la peste de l'écrevisse en 1859.

Le fait est que les espèces nord-américaines présentent une résistance à cette maladie, ce qui n'est pas le cas des Astacidae européens. Ainsi, chez les espèces résistantes, la progression du champignon responsable de l'aphanomycose est fortement ralentie (mais pas stoppée); l'animal ainsi contaminé est appelé "porteur sain" et participe à la dissémination des spores dans le milieu naturel. Chez les espèces sensibles, le champignon traverse rapidement la carapace (après avoir attaqué les zones minces) pour envahir l'ensemble du corps. Après infestation, les écrevisses autochtones succombent en quelques semaines.

Toutefois, des épidémies de peste ont été rencontrées en l'absence d'introduction d'espèces américaines (REYNOLDS, 1997): en effet, les spores du champignon peuvent être disséminés dans le milieu lors d'introduction de poissons issus de secteurs contaminés (OIDTMANN et al., 2002), ou simplement par les pattes des oiseaux aquatiques ainsi que par les bottes des pêcheurs (CHANGEUX, 2003). En dehors de la peste de l'écrevisse, d'autres maladies sont connues pour causer préjudice aux populations d'autochtones, qu'elles soient d'origine bactérienne, fongique ou parasitaire. Parmi ces infections, on compte: la thélohaniose (ou maladie de la porcelaine), la fusariose des branchies, la rouille, la mycose des œufs ou saprolégniose, les bactérioses à entérites et à pseudomonas... (VEY, 1989).

Les espèces allochtones sont connues pour supplanter les indigènes. A ce titre, HOLDICH et al. (1997) ont observé le développement de **populations mixtes** (composées d'*A. pallipes* et *P. leniusculus*) sans qu'aucune pieds blancs ne survive plus de 5 ans, même si *P. leniusculus* n'était pas porteuse de la peste. La disparition d'*A. pallipes* est alors attribuable à la compétition et à la prédation par *P. leniusculus*.

Concernant la prédation, l'écrevisse n'est pas uniquement soumise à ses congénères : elle est également recherchée en tant que nourriture par certains poissons (anguille, brochet, perche), des oiseaux ainsi que la loutre (HOGGER, 1988).

B) Remarque sur le braconnage et la surpêche

L'impact de la prédation humaine sur les populations d'écrevisses à pattes blanches paraît peu vérifiable actuellement étant donné l'interdiction ou le faible temps accordé à la pêche de l'écrevisse et le niveau des populations : par exemple, sur le département de la Loire, à peine 3% de la population atteint la taille légale de capture de 90 mm (LARUE et al., 1998). Pourtant, un prélèvement, même restreint, d'individus peut causer des dégâts sur des populations déjà fragilisées. CHANGEUX (2003) fait état de l'exploitation par la pêche amateur dans les départements français. Il s'avère qu'elle est "non négligeable" pour 34 départements et importante pour 2 d'entre eux. Par ailleurs, ROQUEPLO (1997) affirme que suite à une pêche de loisir, la quasi-totalité des individus en âge de se reproduire sont capturés (même si leur taille est inférieure à la taille légale de capture). Cela est d'autant plus dommageable qu'un faible taux de reproduction caractérise l'écrevisse pallipède. Enfin, CHANGEUX (2003) précise qu'aucune exploitation par la pêche professionnelle n'est signalée.

Troisième partie:

MESURES REGLEMENTAIRES VISANT A PROTEGER AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES

Consciente des dangers qui pèsent sur leurs écrevisses indigènes, la France et l'Europe ont pris des mesures réglementaires visant conjointement l'habitat, la protection des espèces autochtones et la gestion des espèces invasives.

Un des textes majeurs au niveau européen est la Directive 92/43/CEE du 21/05/1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Elle prévoit notamment la désignation de Zones Spéciales de Conservation (ZSC) au sein du réseau Natura 2000 pour la conservation des espèces d'intérêt communautaire. L'écrevisse à pieds blancs figure dans les annexes II et V de cette directive communautaire. On compte actuellement 177 sites Natura 2000 en France sur lesquels *A. pallipes* est recensée. Le détail des sites des 20 régions concernées est accessible sur le site : <http://natura2000.environnement.gouv.fr/especes/1092.html>.

En outre, l'écrevisse pallipède est inscrite à l'annexe III de la Convention de Berne, visant à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel européen.

La protection des biotopes des écrevisses est stipulée dans l'arrêté national du 21/07/83 relatif à la protection de la nature. Il y est question de l'interdiction d'altérer et de dégrader sciemment les milieux particuliers des écrevisses à pieds rouges (*Astacus astacus*) et à pieds blancs (*Austropotamobius pallipes*). Dans cette perspective, le préfet peut poser un arrêté de protection de biotope (APB) qui a pour but d'interdire les actions pouvant porter atteinte à l'équilibre biologique des milieux. De plus, une jurisprudence permet de verbaliser, au titre de la loi sur la protection de la nature (Loi Barnier du 02/02/95), toute destruction de biotopes à écrevisses, même hors d'une zone de protection délimitée par arrêté préfectoral (CSP DR 5, 2001).

En ce qui concerne le statut de l'espèce, *A. pallipes* fait partie de la liste rouge des espèces de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature et des Ressources Naturelles) (BAILLIE et GROOMBRIDGE, 1996).

De même, au niveau français, classée comme "vulnérable", elle appartient à la liste rouge des espèces menacées.

Dans la mesure où elle n'a pas subi de modifications par sélection en élevage, l'écrevisse à pieds blancs est considérée comme une espèce animale non domestique au titre de l'article R 211-5 du Code Rural et est soumise aux dispositions du décret 85-1189 du 08/11/85, paru au Journal Officiel du 16/11/85.

A ces mesures s'ajoute des arrêtés préfectoraux concernant la pêche, de sorte que les espèces autochtones ne puissent être pêchées que pendant des périodes restreintes (10 jours par an au maximum), avec une taille minimale de capture requise (9 cm). Certains départements vont jusqu'à interdire totalement leur pêche.

Les textes ne concernent pas seulement l'écrevisse à pieds blancs. Au niveau européen, la convention de Berne vise le contrôle strict des espèces non indigènes dans l'article 11-2-b.

En France, l'espèce invasive *Pacifastacus lenisculus* est classée par l'article R 232-3 du Code Rural comme une espèce susceptible de provoquer des déséquilibres biologiques.

Depuis déjà plus de vingt ans, l'arrêté du 21 juillet 1983 (modifié par l'arrêté du 18/01/00) paru au Journal Officiel du 19 août, interdit l'importation, le transport et la commercialisation de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) à l'état vivant.

Comme nous venons de le voir, il existe de nombreux textes concernant directement ou indirectement l'écrevisse à pattes blanches. Toutefois, en raison des menaces constantes qui pèsent sur ses populations et les font régresser, l'efficacité réelle de ces mesures peut être remise en cause. Le statut actuel d'*Austropotamobius pallipes* dans le monde et en France permet-il d'assurer une protection notable des populations et de leurs habitats?

CONCLUSION GENERALE

Comme beaucoup d'espèces menacées, la diminution des écrevisses autochtones dans les pays européens par des menaces aiguës dépeint la conséquence des activités humaines.

En effet, de nombreuses pressions pèsent aujourd'hui sur les populations d'écrevisses à pattes blanches, déjà fragilisées par un caractère sensible. L'anthropisation des têtes de bassin versant, milieu refuge pour ces crustacés, induit tout un cortège d'activités traumatisantes à plusieurs niveaux:

- ✓ l'hydrologie des milieux aquatiques: consommation d'eau, création d'étangs, drainage, exploitation forestière;
- ✓ la qualité physico-chimique des cours d'eau: utilisation d'intrants, de produits chimiques, défaut d'épuration, sylviculture;
- ✓ la qualité du milieu physique: travaux en cours d'eau, passage à gué par des engins, piétinement du bétail...

A cela s'ajoute la compétition des écrevisses invasives et la dissémination des maladies.

Des textes réglementaires tentent de protéger les écrevisses autochtones, et en particulier l'écrevisse à pieds blancs. Même si ces mesures s'avèrent efficaces, elles doivent être accompagnées d'une prise de conscience collective quant à la diminution de la qualité des eaux et des habitats, notamment pour la faune astacicole. A ce titre, le statut particulier d'*Austropotamobius pallipes* offre l'opportunité de protéger ses habitats contre les altérations (pollutions ponctuelles et diffuses) et les destructions (recalibrage, destruction de berges...).

Pour faire face à cette situation, il est aujourd'hui nécessaire de mettre en place des mesures concrètes de gestion et de conservation afin de préserver ce patrimoine écologique et culturel qui est aussi un gage de bonne qualité de nos rivières.

SOURCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADAM O.**, 2002. *Impact des produits de traitement du bois en scieries sur les biocénoses aquatiques*.Mém. DESS Qualité et traitement des eaux et des bassins versants, Lab. Hydrobiol., Univ. Fr.-Comté, 44 p + annexes.
- ADIB**, 2001. *Analyse de l'activité de traitement de préservation dans les scieries de résineux de Franche-Comté*.rapport, 26 p + annexes.
- ALDERMAN DJ**, 1996. *Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans*.Rev Sci Tech, 15 (2):603-32.
- AMOROS C., PETTS G.E.**, 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*.Ed. Masson, Paris, 290 p.
- ANDRE M.**, 1960. *Les écrevisses françaises*.Ed. P. Lechevalier, Paris, 293 p.
- ANTON A., GARCIA-ARBERAS L., RALLO A.**, 2001. *Relationship between changes in habitat conditions and population density of an introduced population of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a fluvial system*.Bull. Fr. Pêche Piscic. 361, p 643-657.
- ARMOUR C.L.**, 1991. *Guidance for evaluating and recommending temperature regime to protect fish*.U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.90 (22), 13 p.
- ARRIGNON J.**, 1996. *La pisciculture française d'eau vive et d'étang saumâtre et marine*, 123, 34 p.
- BAILLIE J., GROOMBRIDGE B.**, 1996. *IUCN Red list of threatened animals*.Gland, Switzerland.
- BELLANGER J.**, 2005. *Conséquences de la tempête de décembre 1999 sur les milieux aquatiques forestiers du Massif Vosgien*.rapport de stage, Maîtrise de Gestion de l'Eau, Univ. d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 62 p + annexes.
- BENSETTIT F., GAUDILLAT V.**, 2004. *Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*.Cahier d'habitat Natura 2000 - Tome 7 - Espèces animales, La documentation française, Paris, p 221-224.
- BLUM A.**, 2005. *Les prélèvements d'eau en France et en Europe*.Données de l'environnement n°104, IFEN, 4 p.
- BOHL E.**, 1997. *An isolated population of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in the principality of Liechtenstein*.Bull. Fr. Pêche Piscic. 347, p 701-712.
- BOUAICHA N.**, 2001. *Risques pour la santé publique associés aux cyanotoxines en milieu d'eau douce*.Tech. Sci. Méthodes génie urbain génie rural, 9, p 45-51.
- BOURNET G., BLANPLAIN O., KUNG F.**, 2002. *Les pesticides dans les eaux en France. Actions préventives. Bilan*.Office International de l'Eau, 15 p.
- BOUTET-BERRY L.**, 2000. *La problématique plan d'eau*.CSP, Délégation Régionale Centre, Pays de la Loire, Poitou-Charente, 36 p.

- BREDA N., ROMAN-AMAT B.**, 2001. *Impact de la conduite des peuplements forestiers sur les ressources en eau*. Colloque d'Hydrotechnique - Forêt et Eau - 168ème session du Comité Scientifique et Technique, Publication Société Hydrotechnique de France, Nancy, 26 au 28 septembre 2001, p 145-162.
- BRENEMAN D. H. et PONTASCH K. W.**, 1994. *Microcosm toxicity tests: predicting the effects of fenvalerate on riffle insect communities*. Environ. Toxicol. and Chem., 13 (3), p 381-387.
- BRETON B.**, 2001. *Créer et gérer son étang de pêche*. Les cahier de l'élevafe, Ed Rustica, 127 p.
- BROQUET T., THIBAUT M., NEVEU A.**, 2002. *Répartition et habitat de l'écrevisse à pattes blanches, Austropotamobius pallipes dans un cours d'eau de la région des Pays-de-Loire: une étude expérimentale et descriptive*. Bull. Fr. Pêche Piscic. 367, p 717-728.
- CACOT E.**, 2002. *Le franchissement temporaire des cours d'eau*. AFOCEL, Fiche Information Forêt N 644, 6 p.
- CADIEU G., JOUARN Y.**, 2002. *Impact des étangs piscicoles en pisciculture extensive*. FLAC/FAC, 8 p.
- CATER Basse Normandie**, 2004. *Cours d'eau et élevage*.
- CEMAGREF**, 1993. *Glossaire des termes officiels de l'hydraulique du drainage agricole*.
- CHANGEUX T.**, 2003. *Note technique - Evolution de la répartition des écrevisses en France métropolitaine selon les enquêtes nationales menées par le Conseil Supérieur de la Pêche de 1977 à 2001*. Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/371, p 17-41.
- CONSEIL DES PRODUCTIONS VEGETALES DU QUEBEC**, 1996. *Stratégies de gestion: vers une vision commune*. compte rendu des conférences, 2e colloque sur la gestion de l'eau en milieu rural, 136 p.
- CONSEIL SUPERIEUR DE LA PECHE**, 1999. *Résultats d'inventaires piscicoles sur le bassin de la Faye (63)*. données non publiées.
- CONSEIL SUPERIEUR DE LA PECHE**, 2001. *Etat initial des peuplements piscicoles du Chéran. Situation en 1999-2000*. CSP, Délégation Régionale de Lyon.
- CUCHET E., LAMISCARRE J.**, 2004. *Analyse économique du franchissement temporaire des cours d'eau*. AFOCEL, Fiche Information Forêt N 690, 6 p.
- DEMARS J-J.**, 2001. *Poissons, cours d'eau et forêt*. Colloque d'Hydrotechnique - Forêt et Eau - 168ème session du Comité Scientifique et Technique, Publication Société Hydrotechnique de France, Nancy, 26 au 28 septembre 2001, p 97-104.
- DEMERS A., REYNOLDS J.D.**, 2003. *The distribution of the white-clawed crayfish, Austropotamobius pallipes, in eight catchments in Ireland in relation to water quality*. In HOLDICH DM and SIBLEY PJ (eds), Management and Conservation of Crayfish, Proceedings of a conference held on 7th November, 2002, Environment Agency, Bristol, p 94-103.

- DEMERS A., REYNOLDS J.D., CIONI A., 2003.** *Habitat preference of different size classes of Austropotamobius pallipes in an irish river.*Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/371, p 127-137.
- DIDON-LESCOT J.F., GUILLET B., LELONG F., 1998.** *Le nitrate des ruisseaux, indicateur de l'état sanitaire et des perturbations de l'écosystème forestier. Exemple du Mont Lozère.*CR Acad. Sci. Paris, série II, tome 327, N 2, juillet 1998, p 107-113.
- DIEGUEZ-URIBEONDO J., PINEDO-RUIZ J., MUZQUIZ J.L., 1997.** *The crayfish plague fungus (Aphanomyces astaci) in Spain.*Bull. Fr. Pêche Piscic. 347, p 753-763.
- Fédération Française d'Aquaculture, 2004.** *Note socio-économique "filière étangs/pêche de loisir", 3 p.*
- FOSTER J., TURNER C., 1993.** *Toxicity of field-simulated farm waste episodes to the crayfish Austropotamobius pallipes (Lereboullet): elevated ammonia and reduced dissolved oxygen concentrations.*Freshwater Crayfish, 9, p 249-258.
- FUREDER L., OBERKOFER B., HANEL R., LEITER J., THALER B., 2003.** *The freshwater crayfish Austropotamobius pallipes in South Tyrol: Heritage species and bioindicator.*Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/371, p 81-95.
- FUREDER L., REYNOLDS J.D., 2003.** *Is Austropotamobius pallipes a good bioindicator?.*Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/371, Round-table discussion, Craynet, p 157-163.
- GALOCHET M., SIMON L..** *L'arbre du géographe: un objet entre nature et société.*Centre de biogéographie, Univ. Paris, p 29-49.
- GIOVANNI R., 1998.** *Produits phytosanitaires et milieux aquatiques.*Actes du colloque régional de Quéven (56), L'eau, les pesticides et la santé, 11 p.
- GOGUILLY M., ELOY A-E., 2000.** *Traitement de préservation du bois dans les scieries du Haut-Doubs et qualité des eaux superficielles.*Mém. DESS Qualité et traitement des eaux et des bassins versants, Lab. Hydrobiol., Univ. Fr.-Comté, 69 p + annexes.
- GOULMY F., 2001.** *Impact des installations de traitement préventif du bois de sciage sur les milieux aquatiques de Franche-Comté.*Mém. DESS Qualité et traitement des eaux et des bassins versants, Lab. Hydrobiol., Univ. Fr.-Comté, 41 p + annexes.
- GRANDJEAN F., MOMON J., BRAMARD M., 2003.** *Biological water quality assesment of the white-clawed crayfish habitat based on macroinvertebrate communities: usefulness for its conservation.*Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/372, p 115-125.
- GRES P., BROCHARD P., DESCHAMPS E., FALATAS Y., KOLODZEJCZYK P., MALRAT D., PERROT JM., PURAVET S., SALAND P., 0.** *Sites à écrevisses (pieds blancs et californiennes) dans le département de la Loire.*mise à jour janvier 2001, FLPPMA/Brigade CSP Loire, 142 p + 13 p d'annexes.
- GUEROLD F., BAUDOIN J-M., TIXIER G., FELTEN V., 2005.** *Acidité des cours d'eau vosgiens: effets sur la biodiversité animal et fongique.*Eau et Forêt - XIIèmes Journées Scientifiques et Techniques du Centre INRA de Nancy, Champenoux, du 14 au 16 juin 2005, p 42-44.
- HILL I. R., 1989.** *Aquatic organisms and pyrethroids.*Pest. Sci., p 429-465.

- HOGGER J.B.**, 1988. *Ecology, population biology and behavior*. In D.M. Holdich and R.S. Lowery, Freshwater crayfish biology, management and exploitation, London-Sydney, p 114-144.
- HOLDICH D.M., REEVE I.D.**, 1991. *The distribution of freshwater crayfish in the British Isles with particular reference to crayfish plague, alien introductions and water quality*. Aquatic Conservation 1,2, p 139-158.
- HOLDICH D.M., ROGERS W.D.**, 1997. *The white-clawed crayfish, Austropotamobius pallipes, in Great Britain and Ireland with particular reference to its conservation in Great Britain*. Bull. Fr. Pêche Piscic. 347, p 597-616.
- HOTTE M., QUIRION M.**, 2003. *Traverses de cours d'eau*. Fondation de la faune du Québec et Fédération des producteurs de bois du Québec, Guide technique n° 16, Sainte-Foy, 32 p.
- HUCHET P.**, 2004. *Situation des populations d'écrevisses autochtones en Haute-Savoie*. Fédération de la Haute Savoie pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, 50 p.
- HUET M.**, 1949. *Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes*. Schweiz. Z. Hydrol. II (3-4), p 332-351.
- HURAND A., BERGER F.**, 2001. *Forêt et risques naturels. Protection contre l'érosion, les mouvements de terrain et les avalanches*. Colloque d'Hydrotechnique - Forêt et Eau - 168ème session du Comité Scientifique et Technique, Publication Société Hydrotechnique de France, Nancy, 26 au 28 septembre 2001, p 121-126.
- JEANNERET M.**, 2005. *Dynamique du transfert des polluants et état des risques érosifs dans le bassin versant du Boiron-de-Morges (Région de la Côte, Vaud)*. Ecole d'Ingénieurs de Lullier, Genève, Suisse, 114 p.
- KREUTZWEISER D.P., KINGSBURY P.D.**, 1987. *Permethrin treatment in canadian forests*. Pest. Sci. (19), p 35-60.
- LAJOIE M.**, 1999. *L'agriculture et ses multiples usages de l'eau.*, Bureau d'audience publiques sur l'environnement, Consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec, 37 p.
- LAMY ENVIRONNEMENT (SIRONNEAU J., MASSIN J-M., BOIZARD P., LONDON C; RADISSON L.)**, 2001. *L'eau*. Lamy S.A.
- LARUE P. A., GRES P.**, 1998. *Etude sur l'écrevisse à pieds blancs (Austropotamobius pallipes, Lereboullet, 1858) et la moule perlière (Margaritifera margaritifera, Linné, 1758) sur les cours d'eau de la Loire inscrits au titre de la directive habitats Natura 2000: Répartition, bioto*. Fédération des Associations Agréées pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques de la Loire, 50 p. + annexes.
- LAURENT P. J.**, 1985. *Une station d'écrevisses à pieds blancs Austropotamobius pallipes en zone périurbaine*. Bulletin mensuel de la société Linnéenne de Lyon, 3, p 77-88.
- LAURENT P. J.**, 1988. *Austropotamobius pallipes and A. torrentium with observations on their interactions with other species in Europe*. In HOLDICH DM and LOWERY R.S. (Eds), Freshwater crayfish biology, management and exploitation, Croom-Helm, London, p 341-364.

- LAURIER J.P.**, 2004. *L'évolution du bûcheronnage mécanisé en France*.AFOCEL, Fiche Information Forêt N 700, 6 p.
- LAVABRE J., ANDREASSIAN V.**, 2000. *La forêt: un outil de gestion des eaux?* CEMAGREF Ed., Antony, 116 p.
- LE BROCH M.**, 1998. *Etude de l'impact des étangs sur les peuplements piscicoles; application au RHP Loire Bretagne*.Rapport de fin d'étude, Institut des Sciences de l'Ingénieur de Montpellier, Département Sciences et Techniques de l'eau, CSP DR de Rennes, 42 p.
- LE LOUARN H., BERTRU G.**, 1991. *Influence des élevages intensifs sur les rivières*.Revue des sciences de l'eau, 4, p 315-327.
- LE QUERE G., MARCEL J.**, 1999. *Influence des élevages intensifs sur les rivières*.ITAVI, , , 57 p.
- LE VERNOY A.**, 2006. *L'eau, une chance pour l'agriculture française*.Article publié dans Le Monde Economie le 24 janvier 2006, 2 p.
- LEGALLE M., CEREGHINO R., MASTRORILLO S., DAVID A.**, 2003. *Conservation des populations aquatiques menacées: exemple de l'écrevisse à pattes blanches, du chabot et de la moule perlière sur le bassin du Célé*.Revue de l'Agence de l'Eau Adour Garonne N 86, hiver 2003, p 10-16.
- LONG J., HOUSE W., PARKER A., RAE J.**, 1998. *Micro-organic compounds associated with sediments in the Humber rivers*.The Science of the Total Environnement (210/211), p 229-253.
- LUTUN J.**, 1979. *Rôle des plan d'eau dans l'équilibre piscicole du département de l'Orne*.Ecole Nat. d'Ingénieurs desTravaux des Eaux et Forêts, Mém, de fin d'étude, 66p.
- LYONS R., KELLY-QUINN M.**, 2003. *An investigation into the disappearance of Austropotamobius pallipes (Lereboullet) populations in the headwaters of the Nore River, Ireland, and correlationto water quality*.Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/371, p 139-150.
- MACHINO Y.**, 1999. *Introduction clandestines de Pacifastacus dans la région Rhône-Alpes*.L'Astaciculteur de France, 60, p 2-4.
- MALVAL V.**, 1997. *Impact des petits plans d'eau sur la qualité des cours d'eau en Mayenne*.Rapport de la DDAF de Mayenne cellule départementale « gestion et protection de la ressource en eau », 70 p.
- MARCEL J.**, 1996. *Production piscicole maîtrisée en plan d'eau*.cellule technique aquacole ITAVI, Paris, 61 p.
- MITCHELL G. C., BENNETT D., PEARSON N.**, 1993. *Effects of lindane on macroinvertebrates and periphyton in outdoor artificial streams*.Ecotoxicol. Environ. Safety, 25, p 90-102.
- MONOD G.**, 1998. *Dangers des pesticides pour les organismes aquatiques. Difficultés rencontrées pour l'estimation des effest en milieu naturel*.Actes du colloque régional de Quéven (56), L'eau, les pesticides et la santé, 12 p.

- MOTTE G.**, 2005. *Moule perlière et exploitation forestière: un couple à réinventer*.forêt wallonne n 74, janvier/février 2005, p 17-23.
- MOUILLE J.**, 1982. *Influence des plans d'eau sur les eaux courantes superficielles*.SRAE Lorraine, 38 p.
- MUIR D., RAWN G.P., GRIFT N.P.**, 1985. *Fate of the pyrethroid insecticide delatamethrin in smal ponds: a mass balance study*.J. Agric. Food Chem (33), , , p 603-609.
- NADOBNY O.**, 2000. *L'épuration en tête de bassin*.Journée d'étude thématique de l'association Synusie Eau: Gestion écologique des têtes de bassin à l'aide d'indicateurs biologiques patrimoniaux, Résumés des interventions, Besançon, 15 p.
- NEDELEC Y.**, 2005. *Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole*.Thèse de doctorat, Engref, Paris, 235 p.
- NEPVEU C.**, 2002. *Jeu de fiches descriptives des espèces animales exotiques et indigènes susceptibles de proliférer dans le bassin Artois-Picardie*.DESS Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables.
- NEVEU A.**, 2000. *L'écrevisse de Louisiane (Procambarus clarkii): réservoir permanent et vecteur saisonnier de l'Aphanomyces dans un petit étang de l'Ouest de la France*.L'astaciculteur de France, 63, p 7-11.
- NEVEU A.**, 2000. *Etude des populations d'Austropotamobius pallipes (Crustacea, Astacidae) dans un ruisseau forestier de Normandie. II. Répartition en fonction de la structure des habitats: stabilité et variabilité au cours de cinq années*.Bull. Fr. Pêche Piscic. 356, p 99-122.
- OFFICE NATIONAL DES FORETS, Direction Technique et Commerciale**, 1999. *L'eau et la forêt*.Bulletin Technique de l'ONF n 37, Synthèse bibliographique réalisée par C. FORT, 240 p.
- OIDTMANN B., HEITZ D., RODGERS D., HOFFMANN R.W.**, 2002. *Transmission of crayfish plague*.Diseases of Aquatic Organisms, 52, p 159-167.
- PAINCHAUD J.**, 1997. *La qualité de l'eau des rivières du Québec: état et tendances*.Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 58 p.
- PEAY S.**, 2003. *Minimising loss of crayfish and habitat during works on watercourses*.Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/371, p 193-207.
- PENVEN M.J., T. MUXART, D. BRUNSTEIN**, 1993. *La qualité des eaux dans les unités spatiales fonctionnelles d'ordre inférieur. Les matières en suspension et leur origine : premiers résultats*.Rapport technique PIREN-SEINE, 74 p.
- PENVEN M-J., MUXART T.**, 1995. *Le drainage agricole: un rôle fondamental dans les transferts d'eau et de matière, L'exemple du plateau briard*.Ann. Géo. n 581-582, p 88-104.
- PLAMANDON A., GUILLEMETTE F., LEVESQUE D., PREVOST L.**, 1999. *Impact des pratiques forestières sur l'hydrologie des cours d'eau, in Forum Forêt Faune - Conférence et table ronde sur l'intégration des activités forestière set faunistiques*.Laboratoire d'hydrologie forestière - Centre de recherche en biologie forestière - Département des sciences du bois et de la forêt, Univ. Laval, Québec, p 57-62.

POIREE M., OLLIER C., 1973. *Assainissement agricoles - Drainage par tuyaux ou fossés - Aménagement des cours d'eau et émissaires.* EYROLLES.

PUJOL J-L., DRON D., 1999. *Agriculture, monde rural et environnement: qualité oblige.* Le courrier de l'environnement de l'INRA, août 1999.

RALLO A., GARCIA-ARBERAS L., 1998. *Population structure and dynamics and habitat conditions of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in a pond: a case study in basque country (Northern Iberian Peninsula).* Bull. Fr. Pêche Piscic. 356 (2000), p 5-15.

REY F., BERGER F., 0. *Interactions végétation-érosion et génie écologique pour la maîtrise de l'érosion en montagne.* CEMAGREF de Grenoble, Unité de recherche Ecosystèmes et Paysages Montagnards, 8 p.

REYJOL Y., ROQUEPLO C., 2002. *Répartition des écrevisses à pattes blanches, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) dans trois ruisseaux de Corrèze; observation particulière des juvéniles.* Bull. Fr. Pêche Piscic. 367, p 741-759.

REYNOLDS J.D., 1997. *The present status of freshwater crayfish in Ireland.* Bull. Fr. Pêche Piscic. 347, p 693-700.

ROQUEPLO C., 1997. *Etude de population d'écrevisses à pattes blanches (*Austropotamobius pallipes* Ler.) en cours d'eau, soumises à une pêche de loisir.* L'astaciculteur de France, 51, p 59-68.

ROQUEPLO C., AMATO G., ARRIGNON J., ATTARD J., CHAISEMARTIN C., CHARTIER L., CLEMENT J.L., DURECU A., DAGUERRE DE HUREAUX N., FARGES G., LAURENT P.J., VEY A., VIGNEUX D., VIGNEUX E., 1984. **Austropotamobius pallipes* ou l'écrevisse à pattes blanches.* Etude de l'association Française de Limnologie, Science, Technique et Aménagement.

ROQUEPLO C., DAGUERRE DE HUREAUX N., 1983. *Etudes de populations naturelles d'écrevisses dans le sud ouest de la France: première approche méthodologique de repeuplement.* Rapport du CEMAGREF de Bordeaux, 14, 177 p + annexes.

ROQUEPLO C., DAGUERRE DE HUREAUX N., 1989. .in IRRA, 1991.

SARAZIN G., OUIBLIER-LLOBERAS C., BERTRU G., BRIENT L., VEZIE C., BERNARD C., COUTE A., HENNION M.C., ROBILLOT C., TANDEAU DE MARSAC N., 2002. *Première évaluation du risque toxique aux cyanobactéries d'eau douce en France: Le programme "EFFLOCYA".* Rev. Sci. Eau, 15, Paris, , p 315-326.

SCHLUMBERGER O., 2002. *Mémento de pisciculture d'étang.* 4ème édition, CEMAGREF Ed., Paris, 240 p.

SCHULZ H. K., SMIETANA P., SCHULZ R., 2002. *Crayfish occurrence in relation to land-use properties: implementation of a geographic information system (GIS).* Bull. Fr. Pêche Piscic. 367, p 861-872.

SMITH G.R.T., LEARNER M.A., SLATER F.M., FOSTER J., 1996. *Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain.* Biol. Conserv., 75, p 239-246.

- SOUCHON Y., PHILIPPE M., MARIDET L., COHEN P., WASSON J.G.**, 1996. *Rôle et impact des étiages dans les cours d'eau. Rapport final.* Cemagref de Lyon, Laboratoire d'hydroécologie quantitative, 83 p.
- STAROBOGATOV Y.I.**, 1995. *Taxonomy and geographical distribution of crayfishes of Asia and East Europe (Crustacea: Decapoda: Astacidae).* Arthropoda Selecta, 4, p 3-25.
- STEPHENSON R. R.**, 1982. *Aquatic toxicology of cypermethrin. I. Acute toxicity to some freshwater fish and invertebrates in laboratory tests.* Aquat. Toxicol., 2, p 175-185.
- SYNUSIE-EAU**, 2003. *L'écrevisse et la qualité de l'eau en Franche-Comté.* 17 p.
- TAYLOR E.W., WHEATLY M. G.**, 1981. *The effect of long-term aerial exposure on heart rate, ventilation, respiratory gas and acid-base status in the crayfish Austropotamobius pallipes.* Journal of Experimental Biology, 92, p 109-124.
- TELEOS (DEGIORGI F., DECOURCIERE H.), CSP, Fédération de Pêche 70**, 2004. *Diagnose et gestion des têtes de bassins versants de l'Ognon. L'écrevisse pieds blancs, indicateur patrimonial.* Etude complémentaire du contrat de rivière Ognon, 110 p.
- TELEOS, Fédération de Pêche 39, Brigade CSP 39**, 2004. *Contribution à la recherche des causes de régression de l'écrevisse "Pieds Blancs" (Austropotamobius pallipes).* 97 p.
- THIBAUT M., CHASLE J.P.**, 2002. *Biodiversité et développement durable dans les écosystèmes du Baugeois, l'exemple des Odonates et des écrevisses.* APEPEA, 30 p.
- TRINTIGNAC P., KERLEO V.**, 2004. *Impacts des étangs à gestion piscicole sur l'environnement.* Etude de synthèse bibliographique, Syndicat Mixte pour le Développement de l'Aquaculture et de la Pêche en Pays de la Loire, 59 p + 9 p d'annexes.
- TROSCHEL HJ**, 1997. *Distribution of Austropotamobius pallipes in Germany.* Bull. Fr. Pêche Piscic. 347, p 639-647.
- TROUILHE M.C., RICARD F., PARINET B., GRANDJEAN F., SOUTY-GROSSET C.**, 2003. *Management of the white-clawed crayfish (Austropotamobius pallipes) in Western France: abiotic and biotic factors study.* Bull. Fr. Pêche Piscic. 370/373, p 97-114.
- TUSSEAU-VUILLEMIN M-H., LE REVEILLE G., MOUCHEL J-M., DISPAN J., DELBEC M., SERVAIS P.**, 1999. *Biodégradabilité de la matière organique en sortie de station d'épuration.* Rapport technique PIREN - Seine, 19 p.
- ULRICH E., LANIER M., SCHNEIDER A.**, 1995. *Dépôts atmosphériques et concentrations des solutions du sol dans le sous-réseau CATENAT de RENECOFOR. Rapport scientifique sur les années 1993-1994.* ONF, Direction Technique et Commerciale, Département des recherches techniques, ONF Ed., 165 p.
- VERNEAUX J.**, 1973. *Cours d'eau de Franche Comté. Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs - Essai de biotypologie.* Mém. Thèse Doct. d'Etat, Univ. Besançon, 260 p.
- VEY A.**, 1989. *Pathologie des écrevisses.* L'Astaciculteur de France n 21, 8 p.

VIAUD V., 2004. *Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations.* Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, 286 p.

VIGNEUX E., 1997. *Les introductions de crustacés décapodes d'eau douce en France. Peut-on parler de gestion?.* Bull. Fr. Pêche Piscic. 344/345, pp 357-370.

WESTMAN K., 1985. *Effect of habitat modification on freshwater crayfish.* In Alabaster J.S. (ed), *Habitat modification and freshwater fisheries*, Butterworths, London, p 245-255.