

# *Faxonius rusticus* [Girard, 1852] L'Écrevisse à taches rouges

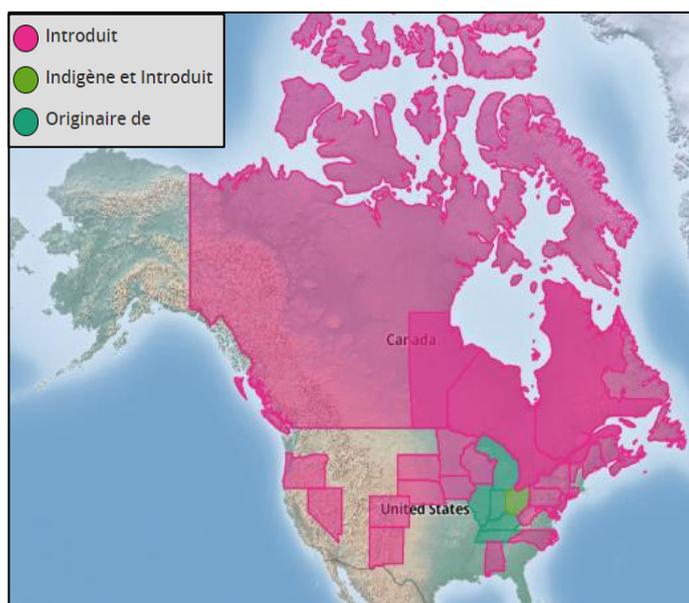
## ■ Réglementation :

- Espèce inscrite sur la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union Européenne, en application du règlement européen n°1143/2014 (liste du 19/07/2022).
- Espèce susceptible de provoquer des déséquilibres biologiques [article R.432-5 du Code de l'environnement].
- Espèce non représentée dans les eaux douces françaises [article L.432-10 du Code de l'environnement].
- Espèce interdite d'introduction dans le milieu naturel, comme toutes les espèces exotiques d'écrevisses [article R.432-5 du Code de l'environnement].

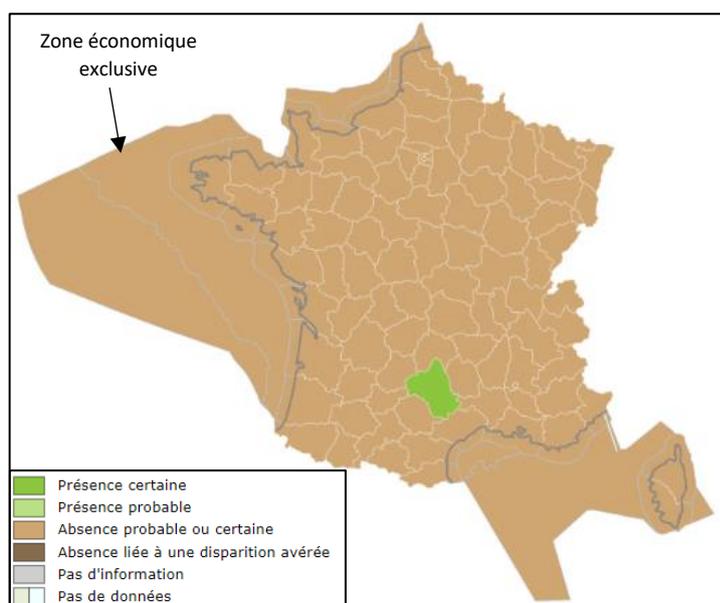
## ■ Position systématique et distribution géographique

Embranchement	Classe
Arthropodes	Malacostraca
Ordre	Famille
Décapodes	Cambaridae
Genre	Espèce
<i>Faxonius</i>	<i>Faxonius rusticus</i>

Elle fait partie de la famille des *Cambaridae* [Hobbs, 1942] et du genre *Faxonius* [Ortmann, 1905] [MNHN-OFB, 2003-2023].



CABI, 2022. *Faxonius rusticus*. In : Invasive species Compendium, Wallingford, UK : CAB International. <https://www.cabi.org/isc>



MNHN & OFB [Ed]. 2003-2022. Fiche de *Faxonius rusticus* (Girard, 1852). Inventaire national du patrimoine naturel (INPN). Site web : [https://inpn.mnhn.fr/espece/cd\\_nom/930604](https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/930604) - 2023

*Faxonius rusticus* est une écrevisse américaine originaire du bassin de la rivière Ohio, y compris des affluents, dans l'Ouest de l'Ohio, de l'Indiana et du Kentucky ; et de petites parties de certains Etats voisins. Elle a envahi d'autres hydrosystèmes lenticules et lotiques aux Etats Unis et au Canada [Olden et al, 2006 ; Hein et al, 2007 ; Wilson et al, 2004 ; Lodge et al, 2012 ; Desroches et al, 2014]. Elle est signalée comme établie dans une vingtaine d'Etats américains, comme ayant été introduite dans un certain nombre d'autres Etats [Durland Donahou et al, 2019] et comme établie dans trois provinces du Canada (Manitoba, Ontario et Québec) [Philips, 2010 ; Desroches et al, 2014].

Elle est présente dans le commerce ornemental en Europe [Chucholl, 2013 ; Mrugala et al., 2015], mais n'a été détectée pour l'instant à l'état sauvage qu'en France, en Aveyron sur le bassin de La Briane depuis 2019 et la rivière Aveyron (découverte en 2023).

## ■ Description générale du taxon

[Des descriptions détaillées de *Faxonius rusticus* sont fournies par Hamr (2002) et Souty-Grosset et al. (2006)]

Les critères généraux de détermination sont illustrés ci-dessous. Notons que les écrevisses de la famille des *Cambaridae* se distinguent par l'existence d'un éperon en face interne sur le carpopodite ainsi que la présence d'un *annulus ventralis* (réceptacle séminal) en face ventrale chez la femelle.



### Critères généraux et de détermination

- 1 – Corps vert brunâtre avec des **taches sombres rouges/rouilles de chaque côté du céphalothorax** (taches pas toujours visibles)
- 2 – Petites taches rouilles sur les segments abdominaux
- 3 – Epine unique juste après le sillon cervical (population du bassin de la Briane)
- 4 – **Absence d'épine en avant du sillon cervical** (plusieurs épines chez *F. limosus*)
- 5 – Crête post-orbitale (derrière l'œil) unique (deux crêtes chez *P. leniusculus*)
- 6 – Rostre en forme de gouttière avec bords « pincés » au niveau des yeux
- 7 – Intérieur de la pince crénelée
- 8 – Dépression sur la partie dorsale du carpopodite (segment derrière la pince)
- 9 – **Ergot conique sur le milieu du carpopodite** (effilé chez *F. limosus*)
- 10 – Pointes des pinces noires puis orangées en apex
- 11 – Grandes pinces avec un espace ovale quand elles sont fermées
- 12 – Doigt mobile lisse et en forme de S

Cette espèce peut être confondue avec *Faxonius limosus*, car appartenant au même genre, elles possèdent des traits communs : ergot en face interne sur le carpopodite, taches rouilles sur les segments abdominaux, rostre en gouttière, pointes des pinces cerclées de noir avec l'apex orange. Les principaux critères distinctifs sont indiqués en gras ci-dessus (points 4 et 9).

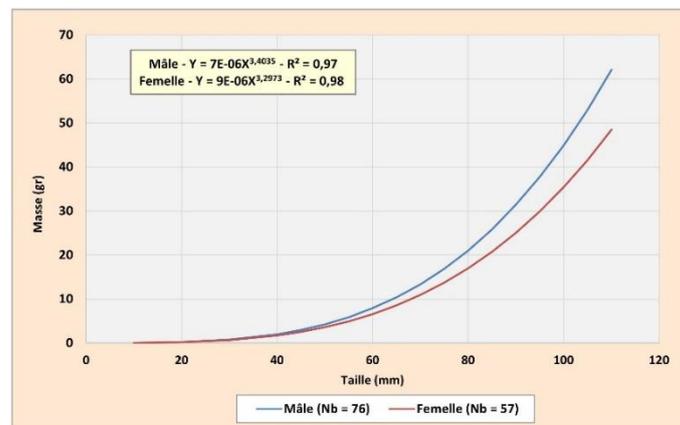
## Critères sexuels

- Femelle : caractéristique de la famille des Cambaridés, présence d'un *Annulus ventralis* à la base des pattes postérieures.
- Mâle : premier et deuxième appendices de l'abdomen modifiés pour la copulation (stylets copulateurs) ; les mâles de la famille des *Cambaridae*. présentent deux formes morphologiques saisonnières. Chez *Faxonius rusticus*, les mâles de forme I, adulte reproducteur, sont plus robustes que les mâles de la forme II, non reproductrice. Ils passent l'hiver en forme I et muent de façon synchrone en forme II au début de juin pour revenir à la forme I à la mi-juillet [Tierney et al, 2008].

*Les indications en violet et en italique qui suivent correspondent aux observations et analyses de données collectées sur le ruisseau d'Inières (bassin de la Briane)*

## Taille et poids

- Longueur maximale sans les pinces voisines de 100 mm dans l'aire d'origine. *Dans le département de l'Aveyron, il a été capturé une femelle de 109 mm dans le plan d'eau où l'espèce a été découverte le 16 juillet 2021 et une femelle de 104 mm dans le ruisseau d'Inières le 16 septembre 2021.*
- Mâles généralement plus grands que les femelles. *Sur le bassin de la Briane, les mesures biométriques réalisées lors de la vidange du plan d'eau confirment cette observation lorsque les sujets dépassent 50 mm. La relation taille-poids établie en 2021, à partir d'individus dénués d'anomalies physiques (absence de pinces ou de pince régénérée...), illustre cette différence :*



*Cela correspond pour des longueurs comprises entre 60 et 95 mm à un poids moyen compris entre 8 et 37.5 gr.*

*Les plus petits individus capturés sur le bassin de la Briane mesuraient 19 mm dans le plan d'eau (août et septembre 2021) et 12 mm dans le ruisseau (31 juillet 2023).*

## ■ Caractères écologiques

### Habitats

- Rivières, ruisseaux, étangs et lacs avec différents substrats allant du limon à la roche et beaucoup de débris pour s'abriter.
- Elle peut coloniser des bassins plus lents et plus profonds avec des macrophytes aquatiques ainsi que des eaux rapides peu profondes dans les cours d'eau [Hamr, 2002].
- Elle préfère les habitats caillouteux-rocheux, ce qui lui permet de se cacher [Taylor et Redmer, 1996].
- Elle a besoin d'une eau claire et bien oxygénée en permanence [Capelli, 1982 ; Hamr, 2002].
- On la signale couramment dans les eaux à des profondeurs inférieures à 1 m, bien qu'elle ait été trouvée à 14,6 mètres dans le Lac Michigan [Taylor et Redmer, 1996].
- Les eaux très peu profondes semblent entraver sa mobilité [El-Hashemy, 1999].
- Les zones de fosses de plus de 20 cm de profondeur sont habitées par des adultes, les zones moins profondes (<15 cm de profondeur) proches des bords des cours d'eau par des juvéniles [Butler et Stein, 1985]. Les juvéniles se trouvent parfois dans des eaux plus chaudes, possiblement en raison d'un déplacement induit par les adultes [Hamr, 2002].

*Dans le plan d'eau d'Inières en 2021, les captures par différentes méthodes et sur plusieurs secteurs ont montré une hétérogénéité spatiale des effectifs et des classes de tailles. Les fonds sableux semblent peu attractifs pour les écrevisses de plus de 50 mm, en lien probablement avec la faiblesse des abris et des ressources alimentaires. A l'inverse, pour ces sujets, les habitats riches en litière et débris ligneux grossiers étaient appréciés. Les jeunes sujets étaient plus représentés sur des habitats caillouteux peu profonds, en bordure de la rive gauche du plan d'eau. Les informations bibliographiques exposées ci-dessus indiquent également, dans son aire d'origine, une certaine ségrégation spatiale des individus.*

Dans le cadre de ce programme de lutte contre cette espèce exotique envahissante, il a été collecté des données environnementales sur le ru d'Inières (aval plan d'eau) afin d'essayer d'établir une hiérarchisation des facteurs contrôlant la distribution spatio-temporelle de cette espèce. Deux échelles ont été exploitées : le tronçon hydromorphologique et le faciès d'écoulement. La sectorisation du ruisseau en tronçons hydromorphologiquement homogènes a été réalisée sur la base de variables géomorphologiques classiques et selon la même approche que celle réalisée au niveau national pour l'outil SYRAH-CE [Valette et al, 2008]. La seconde échelle repose sur une méthode de diagnostic hydromorphologique astacicole spécialement mise au point pour ce programme (soit 390 faciès décrits).

Les premiers traitements statistiques (étude en cours) montrent un effet significatif à l'échelle des tronçons hydromorphologiques sur les captures géolocalisées lors des prospections nocturnes de 2020 à 2022 ( $p < 0.01$ ). Il semblerait également que le type de faciès ait une incidence sur la taille des individus capturés : les juvéniles ont davantage été capturés dans les radiers que les plats ou les profonds. Ce résultat est toutefois biaisé par une plus grande difficulté d'observation et de capture de ces sujets, en particulier lorsque la lame d'eau est plus importante.

---

## ■ Biologie

Cette description est basée sur les individus provenant de la région native de l'espèce, c'est-à-dire les états de l'Ohio et du Kentucky aux Etats-Unis et les observations et analyses de données collectées sur le plan d'eau et le ruisseau d'Inières (bassin de la Briane)

### Activité - Comportement

- Elle tolère des températures comprises entre 0 et 39°C avec un optimum thermique autour de 20 à 25°C La plage préférée se situe entre 20 °C et 25 °C [Mundahl et Benton, 1990]. Elle serait plus active du printemps à l'automne lorsque les températures dépassent 10°C. A des températures > 30°C, les adultes s'enfouissent dans le sable et le gravier sous les rochers près du rivage [Mundahl, 1989]. Elle est torpide à des températures inférieures à 4°C et la mue s'arrête à des températures inférieures à 10-12°C.
- Les écrevisses ont une activité fouisseuse. *F. rusticus* est qualifiée de fouisseur tertiaire, c'est-à-dire qu'elle construit des terriers uniquement pour la reproduction ou pour échapper à des conditions extrêmes [Thoma, 2015].
- Le sex-ratio est d'environ 1 : 1 mais les mâles adultes sont généralement plus actifs.
- Les densités peuvent être très élevées : de 6 à 64 écrevisses par m<sup>2</sup> ont été dénombrées dans les rivières en amont du lac Rice (les dénombrements maximums atteignant 113 ind/m<sup>2</sup>). *Après vidange et comptabilisation de tous les individus détruits, la densité observée dans le plan d'Inières en 2021 était plus faible, voisine de 1.2 ind. / m<sup>2</sup>. Ce résultat peut s'expliquer par une forte proportion d'habitats peu biogènes dans le plan d'eau (absence d'abris ; faiblesse des ressources alimentaires ; fond essentiellement sableux dans la partie centrale de la retenue).*

### Régime alimentaire

- Omnivore / détritivore : macroinvertébrés, plantes aquatiques, œufs de poisson, petits poissons et détritus [Lodge et al., 2012], avec des changements de comportement possibles au cours du cycle de vie, mais aussi suivant les saisons [Reynolds et al, 2013]. Selon Hamr [2002], les juvéniles sont plus carnivores.
- Cette écrevisse est un mangeur qualifié de vorace, ayant un taux métabolique plus élevé et un plus grand appétit que les autres écrevisses ; on signale qu'il se nourrit deux fois plus que *Faxonius virilis*.

### Déplacement

- Elle peut se disperser naturellement à travers les systèmes aquatiques [Levin, 2018 ; Tricario, 2022], mais elle est moins susceptible de survivre au mouvement terrestre [Hamr, 2002]. Cependant, les déplacements par la voie terrestre sont possibles mais limités et conditionnés à l'humidité ambiante et la température [Clausen et al., 2000].
- Des études sur le long terme dans le Wisconsin montrent que *F. rusticus* est capable de coloniser facilement de nouveaux milieux. Des déplacements en plan d'eau ainsi qu'en cours d'eau, vers l'aval ou l'amont, ont été observés [Byron & Wilson, 2001 ; Wilson et al, 2004]. La vitesse de propagation dépend des facteurs abiotiques (nature des substrats et abris) et biotiques (prédation, compétition interspécifique et disponibilité en ressources alimentaires) [Byron & Wilson, 2001 ; Sorenson et al, 2012 ; Levin, 2018].
- En plan d'eau (Lac trout dans le Wisconsin), certains individus peuvent parcourir environ 220 m en 48h et coloniser 0.68 km par an [Byron et Wilson, 2001].
- En cours d'eau, il a été relevé une propagation en aval de 0,9 à 3,7 km par an et en amont de 0,45 à 1,5 km par an dans la région de Thunder Bay, près du lac Supérieur [Hamr, 2002, citant Momot, 1997].
- Dans les lacs et cours d'eau du Wisconsin, elle est passé de 3% à environ 50 % des enregistrements d'écrevisses depuis les années 1970 [Olden et al, 2006].
- Dans une étude à long terme dans un seul lac, il a été montré un taux de dispersion élevé [0,68 km/an – Wilson et al., 2004].

### Contraintes

- *F. rusticus* a de faibles exigences environnementales [Byron & Wilson, 2001]. Toutefois, la nature des substrats et abris présents semblent être déterminants pour le maintien de cette espèce dans les lacs du Wisconsin [Byron & Wilson, 2001]. Lors de conditions environnementales extrêmes, elle a besoin de pouvoir s'enfouir. Le niveau d'enchaînement des substrats, soit la résistance des matériaux à pouvoir être déplacés, peut être un facteur limitant.

- Comme toutes les écrevisses, ces crustacés ont des besoins importants en calcium, composé essentiel à la formation de l'exosquelette [Edwards et al, 2013]. Sur un jeu de données de 5 sites présentant des concentrations en calcium différentes, ces auteurs n'ont pas trouvé cette espèce à des concentrations de calcium inférieures à 8 mg/l. Selon ces auteurs, les impacts de cette espèce seraient régulés par la disponibilité en calcium dans le milieu.
- Un pH compris entre 5,4 et 6,1 peut être mortel pour les juvéniles [Hamr, 2002].
- Des vitesses de courant de 66 cm/s ont affecté sa dispersion lors d'une expérimentation menée en microcosme [Perry et Jones, 2017].
- Elle peut survivre à des salinités de 15 ppm [Bazer et al., 2016]

### Croissance – Développement - Reproduction

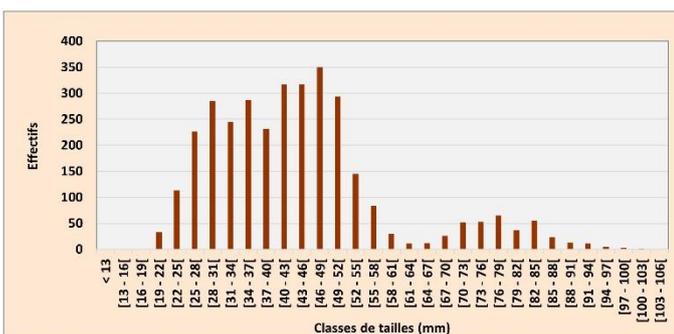
- La croissance en plan d'eau peut être significativement plus importante qu'en cours d'eau [ $p < 0.001$  ; Perry, 2017].
- La maturité sexuelle est atteinte lorsque les individus mesurent 35 mm, taille qui peut être atteinte au cours de la première ou seconde année de vie selon les conditions du milieu [Hamr, 2002]
- La durée de vie de *Faxonius rusticus* est de 3 – 4 ans [Hamr, 2002].
- L'espèce s'accouple à la fin de l'été, au début de l'automne ou au début du printemps. Comme chez les autres espèces de *Cambaridae*, les mâles transfèrent le sperme dans l'*annulus ventralis* (un réceptacle séminal) des femelles.
- La fécondation externe a lieu au printemps (de fin avril à mai) lorsque les températures de l'eau augmentent. Les femelles pondent de 80 à 575 œufs et portent les œufs fécondés sous l'abdomen. La température de l'eau conditionne la durée d'incubation qui peut varier entre 20 à 30 jours [Hamr, 2002]. Les jeunes écrevisses deviennent libres en 10 à 20 jours mais peuvent rester avec la mère pendant plusieurs semaines.
- Comme les femelles peuvent stocker du sperme, les mâles n'ont pas besoin d'être introduits pour établir une population.

*Lors des opérations de piégeages menées dans le plan d'eau et le ruisseau d'Inières (pièges permanents ou temporaires, pompages dans les mouilles, pêches électriques) et au cours des différentes interventions avant, pendant et après la vidange du plan d'eau (2021 – 2022), des mesures biométriques ont été réalisées sur les écrevisses Faxonius rusticus, tout comme le sexage des individus. De même, les caractéristiques de femelles grainées ont été consignées (longueur, poids, nombre d'œufs, stades de maturation des œufs). En parallèle, il a été réalisé un suivi en continu des températures (en 2021 pour le plan d'eau et de décembre 2020 à octobre 2023 pour le ru d'Inières) et une observation des conditions d'écoulement. Ces informations permettent de tirer des enseignements sur la biologie de l'espèce sur le bassin de la Briane.*

#### • Classes d'âge

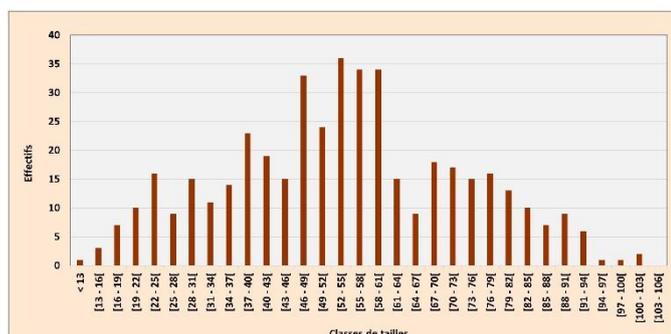
*Les classes d'âge ont été approchées à partir de la répartition en classes de tailles représentée sous la forme d'histogramme, avec un intervalle de classes de taille de 3 mm. La distinction des différentes cohortes est établie par les points d'inflexions entre deux « courbes » en forme de cloche. Dans le plan d'eau cette méthode a été appliquée sur les données issues de l'ensemble des modes de captures en septembre 2021 (du 02 au 16 inclus). Dans le cours d'eau, les modes de capture les moins sélectifs vis-à-vis de la taille des individus capturés et la disponibilité de mesures individuelles ont été exploités (pompages dans les mouilles, pêches électriques ; prospections nocturnes en juillet et août 2021 à 2023).*

#### ✓ Plan d'eau d'Inières



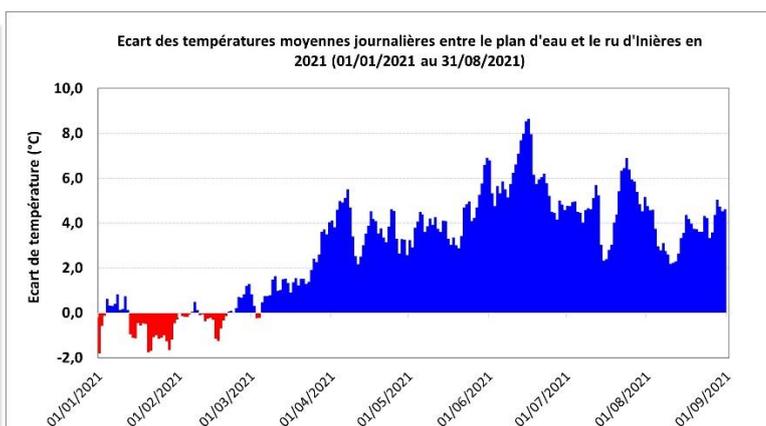
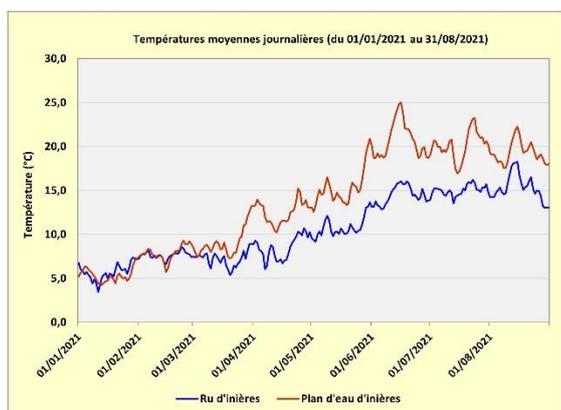
*Cet histogramme présente une inflexion d'abondance peu marquée au niveau de la classe de taille [37 – 40] et une autre très distincte autour de 61 à 64 mm. Au-delà, il n'est pas possible de distinguer les cohortes. Les différentes classes d'âge seraient donc : 0+ de 19 à 37 mm, 1+ de 38 à 61 mm et les plus de 2+ au-delà (il paraît improbable d'avoir une seule classe d'âge entre 19 et 61 mm).*

#### ✓ Ruisseau d'Inières



*Les inflexions d'abondance sont peu marquées sauf entre 64 et 67 mm. Du fait d'un nombre insuffisant de captures de juvéniles, il est difficile d'établir précisément les tailles des différentes cohortes. Il semble se dessiner quatre classes d'âge : 0+ de 12 à 25 mm, 1+ de 26 à 45 mm, 2+ de 46 à 64 mm et supérieur à 2+ au-delà.*

Les enregistrements en continu des températures (pas de temps horaire) en 2021 montrent que les températures de l'eau pendant la période estivale sont nettement plus élevées dans le plan d'eau d'Inières que dans le ruisseau :



A partir de la mi-mars, les températures de l'eau dans la partie centrale du plan d'eau sont systématiquement plus élevées que dans le ruisseau. Les écarts atteignent des valeurs importantes dès le mois d'avril et ils sont maximaux en juin 2021. Les températures enregistrées dans le plan d'eau en été correspondent au préférendum thermique de l'espèce et pourraient expliquer les différences de croissance entre les deux populations.

#### • Période de ponte

Concernant la reproduction, 51 femelles gravides ont été capturées. Le tableau ci-dessous consigne les principales informations saisonnières et métriques obtenues :

Milieu	Nombre de femelles grainées capturées de 2021 à 2023 par année, mois et dates des 1 <sup>ères</sup> et dernières observations								Taille moy. (mm)	Taille min (mm)	Taille max (mm)
	2021		2022			2023		Total			
	2021_4	2021_5	2022_4	2022_5*	2022_6	2023_4	2023_5				
<b>Plan d'eau Inières</b>		1	15	21				<b>37</b>	55,5	42	81
Date min - max capture / Mois	27/04 (en 2022) - 30/05 (en 2022)										
<b>Ru d'Inières</b>	1		4	3	2	1	3	<b>14</b>	78,1	70	91
Date min - max capture / Mois	27/04 (en 2021) - 07/06 (en 2022)										
<b>Total</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>19</b>	<b>24</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>51</b>	Nb femelles / taille individuelle = 40		
	<b>2</b>		<b>45</b>		<b>4</b>						

\* En mai 2022 dans le plan d'eau : sur les 21 femelles, 11 ont été capturées dans le puits à l'aide de nasses (tailles individuelles non mesurées; information collectée : classes de tailles)

Au cours des trois années d'étude, les premières captures ont toutes été réalisées fin avril, à un ou deux jours près. La dernière capture de femelle grainée a été faite dans le ruisseau d'Inières le 7 juin 2022 (piège permanent). A noter que les captures dans le plan d'eau en 2022 sont issues des eaux du puits qui ont été déconnectées du plan d'eau afin de maintenir ce dernier en assec (filtration + nasses).

En 2021, l'évolution temporelle des captures à l'aide de nasses dans le plan d'eau présentait une différence significative entre les mâles et les femelles jusqu'à la fin mai. Ce biais entre les sexes s'explique par une activité différenciée entre les mâles et les femelles adultes, en lien avec le cycle de reproduction. Les femelles qui portent les œufs ou les jeunes sont en général peu actives et donc peu capturables à l'aide de nasses [Rollet et al, 2011].

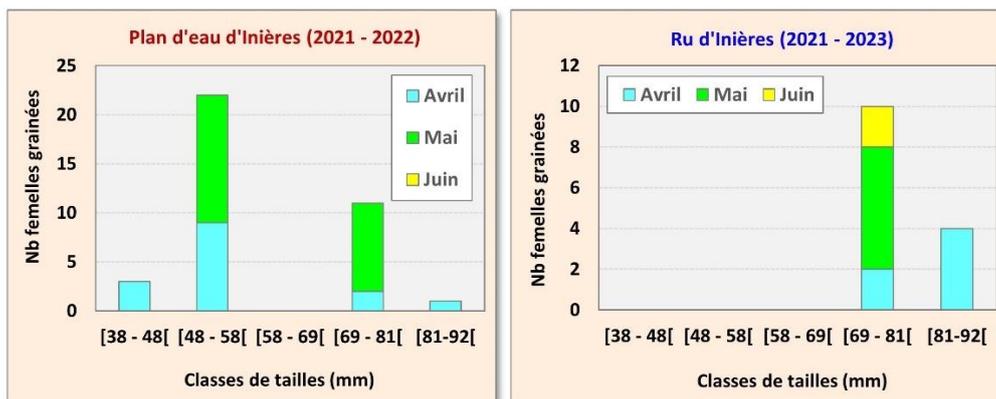
Les observations à la suite des différentes captures sur le différentiel d'activités des mâles et femelles adultes au printemps, la capture de femelles grainées de fin avril à début juin, l'augmentation significative de captures de femelles non grainées à partir de début juin indiquent le phasage marqué du cycle : la reproduction n'a lieu qu'une fois par an. Il existe donc une seule période de ponte chez cette espèce sur le bassin de la Briane. L'absence possible de transfert d'individus du plan d'eau vers le cours d'eau après septembre 2021 (vidange, chaulage, filtrations des eaux du puits) et les captures de femelles grainées dans le ruisseau en 2022 et 2023 montrent la capacité de reproduction de cette espèce dans un petit cours d'eau de climat tempéré.

Remarque : la période d'accouplement est inconnue à ce jour. La dissection des mâles de plus de 45 mm capturés dans les pièges permanents implantés sur le ru d'Inières n'a pas permis d'observer de canaux déférents matures.

• **Taille à la maturité**

Il a été observé une différence marquée de la taille des femelles grainées entre le plan d'eau et le cours d'eau (jeu de données : 40 individus). Les deux graphiques présentés page suivante illustre cette différence.

Il convient de préciser que la quasi-totalité des femelles grainées estampillées « plan d'eau » ont été capturées en 2022 dans le puits qui alimentait le plan d'eau (réservoir karstique, zone de refuge lors de la vidange). Le milieu en question est donc très différent d'une eau de surface soumise aux conditions climatiques. On peut raisonnablement faire l'hypothèse d'un milieu thermiquement beaucoup plus tamponné que les eaux de surface du ruisseau. De plus, dans le puits il avait été placé deux nasses avec appât.

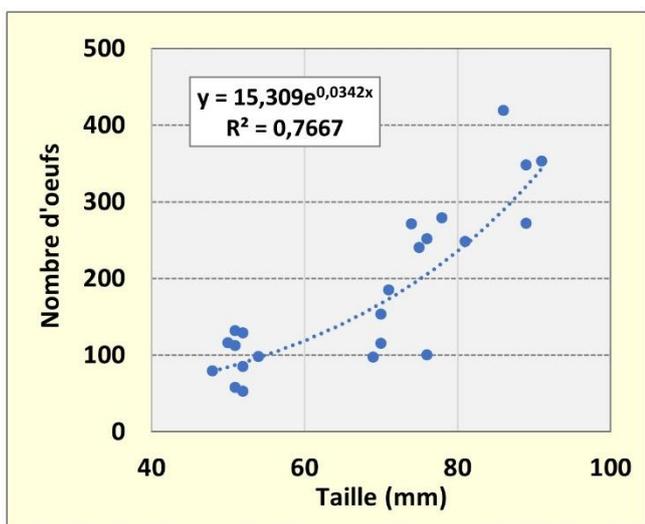


La taille moyenne des femelles grainées est de 55 mm dans le plan d'eau et de 78 mm dans le ruisseau. Toutes les femelles grainées de moins de 50 mm ont été capturées dans le plan d'eau, la plus petite mesurant 42 mm. Cela correspondrait selon les éléments présentés sur la croissance à une classe d'âge 1+. A l'inverse, les femelles dans le ruisseau se reproduiraient beaucoup plus tardivement. Le faible jeu de données relatif aux captures de femelles doit toutefois inciter à considérer ces informations avec prudence. L'absence de captures de femelles avec une taille voisine de 60 – 65 mm s'expliquerait simplement par un « saut » entre les classes d'âge.

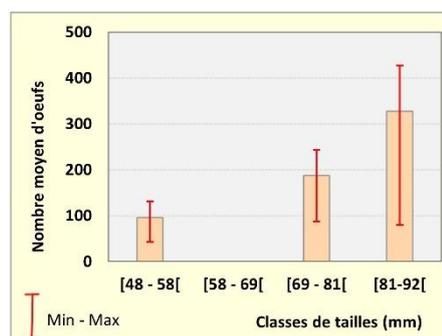
Cette différence significative de la taille moyenne des femelles grainées (test du Chi<sup>2</sup>, p<0.5) pourrait s'expliquer par des conditions environnementales, et notamment thermiques, différenciées. Elle peut cependant être biaisée par des conditions de captures très différentes entre les deux sites (milieu confiné avec pièges permanents appâtés dans le cas du puits et milieu naturel « ouvert » abritant un potentiel d'abris conséquent et un piégeage permanent nécessairement limité spatialement) et une plus faible mobilité des sujets de plus petite taille en milieu naturel.

• **Nombre d'oeufs**

Sur les 23 femelles grainées qui ont fait l'objet de mesures de leur taille et d'une comptabilisation des œufs, on observe une relation entre ces deux variables mais également une forte variabilité individuelle (cf graphiques et tableaux ci-dessous).



Classes de tailles (mm)	Effectif femelle	Taille moyenne (mm)	Nombre d'œufs moyen	Nb œufs min	Nb œufs max
[48 - 58[	9	51,2	95,8	53	132
[58 - 69[	0				
[69 - 81[	9	73,2	188,0	97	279
[81-92[	5	87,2	328,0	248	419



Sur le bassin de la Briane, les femelles grainées capturées portaient entre 53 et 419 œufs, soient des valeurs plus faibles que celles mentionnées dans son aire d'origine [Hamr, 2002]. Mais le nombre d'individus considéré sur le bassin de la Briane est faible.

#### • **Durée de développement** (de la ponte à l'émancipation des jeunes)

La période de développement est concordante avec celle mentionnée dans son aire d'origine, soit de fin avril à début juin. La durée de cette période est dépendante de la température de l'eau et s'exprime en degrés-jours. Les enregistrements en continu des températures combinés aux dates de capture des femelles grainées et aux différents stades de développement des œufs (Com. Personnelle T. Duperray) permettent de faire une estimation de la durée de cette période.

Les photos ci-dessous présentent des exemples de stades et larves observés chez différentes femelles de *F. rusticus* sur le bassin de la Briane : peu après la fécondation les œufs sont de couleur homogène et sombres. A un stade plus avancé, l'œuf est en partie translucide et on devine l'embryon au travers de la membrane.



La période de ponte a lieu à des températures voisines de 10-11°C (aux environs proches du 15 avril en 2022 dans le ruisseau) et l'émancipation des jeunes fin mai-début juin pour des températures comprises entre 15 et 20°C. La durée de développement, entre la ponte et l'émancipation des jeunes, est courte et comprise en valeur moyenne entre 600 et 700 degrés-jours. Elle est nettement plus faible que celle de l'Écrevisse à pattes blanches (*Austroptamobius pallipes*) qui est en moyenne de 1640 degrés-jours (Com. Personnelle T. Duperray / issue de la thèse de Fenouil, 1987).

#### ■ **Impacts**

Les impacts des écrevisses exotiques envahissantes sur leur environnement d'accueil sont bien documentés depuis plusieurs années et montrent des similitudes entre les espèces [Lodge et al, 2012 ; Twardochleb et al, 2013 ; Souty-Grosset et al, 2016].

- En tant qu'espèce fouisseuse et benthique, les écrevisses sont capables de modifier les paramètres physiques (ex : fragilisation des berges) et les paramètres physico-chimiques de leur environnement (ex : augmentation de la turbidité). Elles peuvent ainsi favoriser le développement des algues [Welch, 2014].
- Elle est plus agressive que les autres écrevisses et a un corps et des pinces plus imposantes lui permettant de surpasser les écrevisses indigènes américaines [Hill et Lodge, 1994 ; Olsen et al., 1991 ; Olden et al., 2011].
- Les espèces écrevisses américaines sont porteuses saines de la peste des écrevisses et posent donc des problèmes sanitaires pour les espèces autochtones françaises. *Les travaux de l'Université de Poitiers ont montré que les populations de Faxonius rusticus présentent sur le bassin de la Briane (plan d'eau et ruisseau) étaient fortement infectés par l'agent pathogène Aphanomyces astaci [Lafitte et al, 2023]*
- Elle induit une réduction de la richesse et de l'abondance des macrophytes. [Alexander et al., 2008 ; Rosenthal et al., 2006 ; Roth et al., 2007]. Dans le Nord du Wisconsin, les lacs ont montré un déclin de 80 % de la richesse des macrophytes submergées [Wilson et al., 2004].
- Les impacts des écrevisses sur les communautés d'invertébrés benthiques sont importants, et à la fois d'ordre qualitatif et quantitatif :
  - o Dans les lacs de Finlande, Ercoli et al [2014] ont montré que la présence d'une espèce d'écrevisse envahissante entraîne une forte réduction de la richesse taxonomique et de la densité d'invertébrés ;
  - o Twardochleb et al (2013), à partir d'une analyse de près de 300 études scientifiques sur 30 ans, ont synthétisé les impacts de quatre espèces exotiques envahissantes dont *F. rusticus*. Leurs résultats indiquent une diminution de l'abondance et de la biomasse des Amphipodes, Diptères, Ephéméroptères et Mollusques.
  - o Dans le Trout lac au Wisconsin, il est observé une réduction de l'abondance moyenne des Odonates, des Amphipodes et des Trichoptères [Wilson et al., 2004] ;
  - o Elle menace les moules d'eau douce (*Unionidae*) et s'attaque fortement aux escargots ; à Trout Lake, Wisconsin. Wilson et al. [2004] ont observé une diminution de > 10000 à < 5 escargots/m<sup>2</sup> dans une zone envahie.
- Elle réduit la disponibilité des ressources pour d'autres espèces et modifie les interactions trophiques [Klockner et Strayer, 2004 ; Kuhlmann et Hazelton, 2007 ; Bobeldyk et Lamberti, 2008] :
  - o Elle rivalise avec les poissons juvéniles pour les macroinvertébrés benthiques [Hamr, 2002]. On note une réduction de l'abondance des œufs de truite dans les Grands lacs, entravant les efforts de réhabilitation de la truite [Jonas et al., 2005].
  - o Les observations personnelles des gestionnaires des pêches suggèrent un déclin des populations de crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), de grand brochet (*Esox lucius*) et de bass (*Micropterus spp.*) à la suite de l'introduction de l'écrevisse à taches rouges.
- Elle peut induire un déclin de la baignade récréative dans les zones où elle est abondante en raison de sa plus grande visibilité durant la journée [Lodge et al, 1985].

## Ressources bibliographiques :

- Alexander, M. L., Woodford, M. P., Hotchkiss, S. C., 2008. Freshwater macrophyte communities in lakes of variable landscape position and development in northern Wisconsin, U.S.A. *Aquatic Botany*, 88(1), 77-86.
- Bazer, C. E., Preston, R. L., Perry, W. L., 2016. Increased salinity affects survival and osmotic response of rusty crayfish *Orconectes rusticus* Girard, 1852 and northern clearwater crayfish *O. propinquus* Girard, 1852 (Decapoda: Astacoidea: Cambaridae) as salinity increases: the potential for estuarine invasions. *Journal of Crustacean Biology*, 36(5), 607-614.
- Bobeldyk, A. M., Lamberti, G. A., 2008. A decade after invasion: evaluating the continuing effects of rusty crayfish on a Michigan river. *Journal of Great Lakes Research*, 34(2), 265-275.
- Butler MJ, Stein RA, 1985. An analysis of the mechanisms governing species replacements in crayfish. *Oecologia*, 66, 168-177.
- Byron CJ, Wilson KA, 2001. Rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) movement within and between habitats in Trout Lake, Vilas County, Wisconsin. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 606-614.
- Capelli GM, 1982. Displacement of northern Wisconsin crayfish by *Orconectes rusticus* (Girard). *Limnology and Oceanography*, 27, 741-745.
- Chucholl, C., 2013. Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions*, 15(1), 125-141.
- Claussen DL, Hopper RA, Sanker AM, 2000. The effects of temperature, body size, and hydration state on the terrestrial locomotion of the crayfish *Orconectes rusticus*. *Journal of Crustacean Biology*, 20, 218-223.
- Code de l'environnement ; Partie réglementaire (Articles R121-1 à R714-2) ; Livre IV : Patrimoine naturel (Articles R411-1 à R437-12) ; Titre III : Pêche en eau douce et gestion des ressources piscicoles (Articles R431-1 à R437-12) ; Chapitre II : Préservation des milieux aquatiques et protection du patrimoine piscicole (Articles R432-1 à R432-18) ; Section 4 : Contrôle des peuplements (Articles R432-5 à R432-18) ; Article R.432-5
- Code de l'environnement ; Partie législative (Articles L110-1 à L713-9) ; Livre IV : Patrimoine naturel (Articles L411-1 A à L438-2) ; Titre III : Pêche en eau douce et gestion des ressources piscicoles (Articles L430-1 à L438-2) Article L430-1 ; Chapitre II : Préservation des milieux aquatiques et protection du patrimoine piscicole (Articles L432-1 à L432-12) ; Section 4 : Contrôle des peuplements (Articles L432-10 à L432-12) ; Article L.432-10
- Desroches J, Gagnon L, Picard I, 2014. The invasion of the rusty crayfish in Lake Brome, Montérégie. (L'invasion de l'écrevisse à taches rouges au lac Brome, en Montérégie). *Le Naturaliste canadien*. 138 (2), 46-49.
- Durland Donahou A, Conard W, Dettloff K, Fusaro A, Sturtevant R, 2019. *Faxonius rusticus* (Girard, 1852). Gainesville, Florida, USA: U.S. Geological Survey.
- Edwards B.A., Jackson D.A., Somers K.M., 2015 – Evaluating the effect of lake calcium concentration on the acquisition of carapace calcium by freshwater crayfish, *Hydrobiologia* 744 : 91 – 100.
- Ercoli F., Ruokonen T., Hamalainen H., 2014 – Does the introduced signal crayfish occupy an equivalent trophic niche to the lost native noble crayfish in boreal lakes ? *Biological Invasions* 16, 2025 – 2036.
- El-Hashemy S, 1999. Range extension of *Orconectes rusticus* into northwestern Ontario and Lake Superior from 1995 to 1998. Thunder Bay, Ontario, Canada: Lakehead University. Honors Thesis
- Fenouil E., 1987 – Biologie et développement de l'écrevisse *Austropotamobius pallipes* en région provençale. Thèse de doctorat Université Aix-Marseille.
- Hamr, P., 2002. *Orconectes*. In: *Biology of freshwater crayfish*, [ed. by Holdich, D. M.]. Oxford, UK: Blackwell Science. 585-608.

- Hein, C. L., Roth, B. M., Ives, A. R., Zanden, M. J. vander, 2006. Fish predation and trapping for rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) control: a whole-lake experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(2), 383-393.
- Hein, C. L., Zanden, M. J. vander, Magnuson, J. J., 2007. Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 52(6), 1134-1146.
- Hill, A. M., Lodge, D. M., 1994. Diel changes in resource demand: competition and predation in species replacement among crayfishes. *Ecology*, 75(7), 2118-2126.
- Jonas JL, Claramunt RM, Fitzsimons JD, Marsden JE, Ellrott BJ, 2005. Estimates of egg deposition and effects of lake trout (*Salvelinus namaycush*) egg predators in three regions of the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 2254-2264.
- Klocker, C. A., Strayer, D. L., 2004. Interactions among an invasive crayfish (*Orconectes rusticus*), a native crayfish (*Orconectes limosus*), and native bivalves (*Sphaeriidae* and *Unionidae*). *Northeastern Naturalist*, 11(2), 167-178.
- Kuhlmann, M. L., Hazelton, P. D., 2007. Invasion of the upper Susquehanna River watershed by rusty crayfish (*Orconectes rusticus*). *Northeastern Naturalist*, 14(4), 507-518.
- Laffitte, M., Baudry, T., Guilmet, M., Andrieu, T., Poulet, N., Duperray, T., Carine, D., Collas, M., Moumen, B. and Grandjean, F., 2023. A new invader in freshwater ecosystems in France: the rusty crayfish *Faxonius rusticus* (Girard, 1852). *BioInvasions Records*, 12(2), pp 457–468.
- Lodge, D. M., Deines, A., Gherardi, F., Yeo, D. C. J., Arcella, T., Baldrige, A. K., Barnes, M. A., Chadderton, W. L., Feder, J. L., Gantz, C. A., Howard, G. W., Jerde, C. L., Peters, B. W., Peters, J. A., Sargent, L. W., Turner, C. R., Wittmann, M. E., Zeng YiWen, 2012. Global introductions of crayfishes: evaluating the impact of species invasions on ecosystem services. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 449-472.
- MNHN & OFB [Ed]. 2003-2022. Fiche de *Faxonius rusticus* (Girard, 1852). Inventaire national du patrimoine naturel (INPN).
- Momot WT, 1997. History of range of extension of *Orconectes rusticus* into Ontario and Lake Superior. *Freshwater Crayfish*, 11, 61-72.
- Mrugala, A., Kozubíková-Balcarová, E., Chucholl, C., Resino, S. C., Viljamaa-Dirks, S., Vukic, J., Petrussek, A., 2015. Trade of ornamental crayfish in Europe as a possible introduction pathway for important crustacean diseases: crayfish plague and white spot syndrome. *Biological Invasions*, 17(5), 1313-1326.
- Mundahl ND, 1989. Seasonal and diel changes in thermal tolerance of the crayfish *Orconectes rusticus*, with evidence for behavioral thermoregulation. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 173-179.
- Mundahl ND, Benton MJ, 1990. Aspects of the thermal ecology of the rusty crayfish *Orconectes rusticus* (Girard). *Oecologia*, 82, 210-216.
- Olden, J. D., McCarthy, J. M., Maxted, J. T., Fetzer, W. W., Zanden, M. J. vander, 2006. The rapid spread of rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) with observations on native crayfish declines in Wisconsin (U.S.A.) over the past 130 years. *Biological Invasions*, 8(8), 1621-1628.
- Olden, J. D., Zanden, M. J. vander, Johnson, P. T. J., 2011. Assessing ecosystem vulnerability to invasive rusty crayfish (*Orconectes rusticus*). *Ecological Applications*, 21(7), 2587-2599.
- Olsen TM, Lodge DM, Capelli GM, Houlihan RJ, 1991. Mechanisms of impact of an introduced crayfish (*Orconectes rusticus*) on littoral congeners, snails, and macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(10), 1853-1861.
- Perry, W. L., Jones, H. M., 2018. Effects of elevated water velocity on the invasive rusty crayfish (*Orconectes rusticus* Girard, 1852) in a laboratory mesocosm. *Journal of Crustacean Biology*, 38(1), 13-22.
- Phillips ID, 2010. Biological synopsis of the Rusty Crayfish (*Orconectes rusticus*). In: Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences, 2923 Burlington, Ontario, Canada: Fisheries and Oceans Canada. iv + 17 pp.

Règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes

Règlement d'exécution (UE) 2016/1141 de la Commission du 13 juillet 2016 adoptant une liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union conformément au règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil

Règlement d'exécution (UE) 2017/1263 de la Commission du 12 juillet 2017 portant mise à jour de la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union établie par le règlement d'exécution (UE) 2016/1141 conformément au règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement européen et du Conseil

Règlement d'exécution (UE) 2019/1262 de la Commission du 25 juillet 2019 modifiant le règlement d'exécution (UE) 2016/1141 pour mettre à jour la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union

Règlement d'exécution (UE) 2022/1203 de la Commission du 12 juillet 2022 modifiant le règlement d'exécution (UE) 2016/1141 pour mettre à jour la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union

Reynolds J., Souty-Grosset C., Richardson A., 2013 – Ecological roles of crayfish in freshwater and terrestrial habitats. *Freshwater Crayfish* 19, 197 – 218.

Rosenthal, S. K., Stevens, S. S., Lodge, D. M., 2006. Whole-lake effects of invasive crayfish (*Orconectes* spp.) and the potential for restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(6), 1276-1285.

Roth, B. M., Tetzlaff, J. C., Alexander, M. L., Kitchell, J. F., 2007. Reciprocal relationships between exotic rusty crayfish, macrophytes, and *Lepomis* species in northern Wisconsin lakes. *Ecosystems*, 10(1), 75-86.

Sorenson K.L, Bollens S.M., Counihan T., 2012 – Rapid range expansion of rusty crayfish *Orconectes rusticus* (Girard, 1852) in the John Day River, Oregon, USA, *Aquatic Invasions* Volume 7, Issue 2 : 291 – 294.

Souty-Grosset, C., Holdich, D. M., Noel, P. Y., Reynolds, J. D., Haffner, P., 2006. Atlas of crayfish in Europe, Paris, France: Muséum national d'Histoire naturelle. 187 pp.

Souty-Grosset C., Anastacio P.P, Aquiloni L., Banha F., Choquer J., Chucholl C., Tricarico E., 2016 – The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe. Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica* 58, 78 – 93.

Taylor CA, Redmer M, 1996. Dispersal of the crayfish *Orconectes rusticus* in Illinois, with notes on species displacement and habitat preference. *Journal of Crustacean Biology*, 16, 547-551.

Tierney A.J., Gunaratne C., Jennison K., Monroy V and Donnelly Lauren, 2008. Behavioral correlates of alternate male forms (form I and Form II) in the crayfish *Orconectes rusticus*. *Journal of Crustacean biology*, 28(4) : 596-600.

Thoma R, 2015. The crayfish fauna of Canada and the United States in North America. In: *Freshwater crayfish: a global overview*, [ed. by Kawai T, Faulkes Z, Scholtz G]. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press. 369-390.

Tricarico, E., 2022. *Faxonius rusticus* (rusty crayfish). CABI Compendium. CABI International. DOI : 10.1079/cabicompendium.72037.

Twardochleb L.A, Olden J.D., Larson E.R, 2013 – A global meta-analysis of the ecological impacts of nonnative crayfish. *Freshwater Science* 32, 1367 – 1382.

UICN France et AFB. 2019. *Faxonius rusticus*. Base d'information sur les espèces introduites et leur gestion. Centre de ressources Espèces exotiques envahissantes.

Valette L., Chandesris A., Mengin N., Malavoi J., Souchon Y. and Wasson J.G., 2008 – Système Relationnel d'Audit de l'Hydromorphologie des Cours d'eau : Principes et méthodes de la sectorisation hydromorphologique. Rapport Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Cemagref Lyon, MAEP-LHQ, 22p.

Welch C, 2014. Bioturbation by the invasive Rusty Crayfish (*Orconectes rusticus*) affects turbidity and nutrients: Implications for harmful algal blooms. Columbus, Ohio, USA: Ohio State University. (Honors Thesis)

Wilson, K. A., Magnuson, J. J., Lodge, D. M., Hill, A. M., Kratz, T. K., Perry, W. L., Willis, T. V., 2004. A long-term rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) invasion: dispersal patterns and community change in a north temperate lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 61(11), 2255-2266.