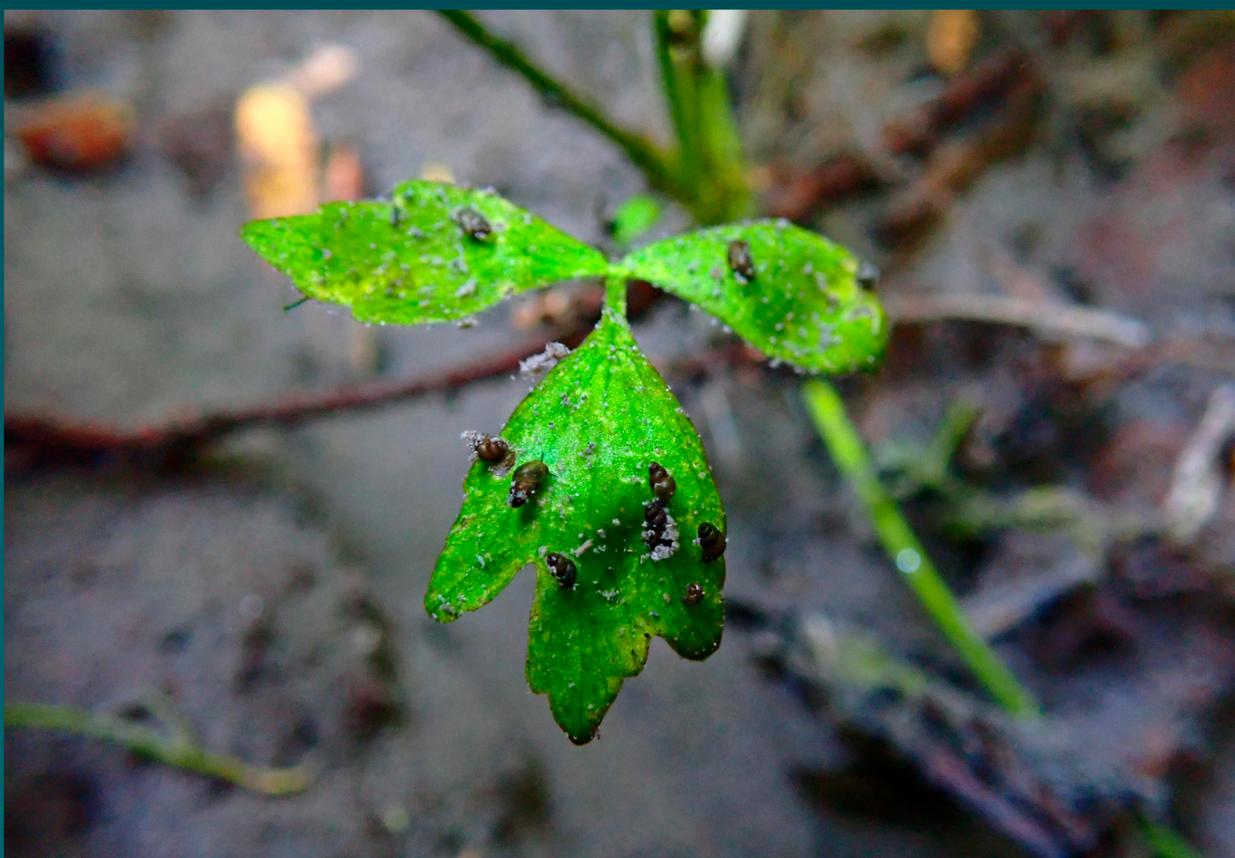




# Plan Régional d'Actions

Mollusques aquatiques du Grand Est



LIFE Biodiv'Est - A03

Plan Régional d'Actions : Mollusques aquatiques du Grand Est

1  
PHASE



SOCIÉTÉ  
D'HISTOIRE NATURELLE  
ET D'ETHNOGRAPHIE  
DE COLMAR

Phase 1 2022-2023

**Photographie de Couverture :** *Belgrandia gfrast* Haase, 2000 - Petite Camargue Alsacienne © SHNEC 2023

### **Citation du document**

**Bichain J.-M. & Claudel V. 2023.** *Plan Régional d'Actions en faveur des Mollusques aquatiques de la région Grand Est.* Life Biodiv'Est -A03. Région Grand Est - ODONAT Grand Est & Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar, 155 pp.

**SOMMAIRE**

Plan régional d'Actions en faveur des Mollusques aquatiques du Grand Est

## Plan Régional d'Actions en faveur des Mollusques aquatiques du Grand Est

<b>Introduction.</b> Les mollusques aquatiques : diversité et menaces .....	p. 7
<b>Partie I.</b> Contrer les principaux déficits de connaissances et leurs effets dans la conservation des espèces .....	p. 15
1. Taxonomie et le déficit de Linné (ou linnéen) .....	p. 16
1.1 Instabilité taxonomique .....	p. 20
1.2 Manque de ressources pour l'identification des taxons .....	p. 20
1.3 Carence en expertise ou d'accessibilité aux méthodes modernes d'identification .....	p. 22
1.4 Recommandations pour réduire le déficit linnéen .....	p. 24
2. Répartition des espèces et le déficit de Wallace (ou wallacéen) .....	p. 25
2.1 Inventaires taxonomiques .....	p. 27
2.2 Gestion des données d'occurrence .....	p. 32
2.3 Cartographie prédictive des taxons .....	p. 35
2.4 Recommandations pour réduire le déficit wallacéen .....	p. 37
3. Les populations et le déficit de Preston (ou prestonien) .....	p. 37
3.1 Échantillonnages quantitatifs .....	p. 39
3.2 Bancarisation des données .....	p. 39
3.3 Recommandations pour réduire le déficit prestonien .....	p. 40
4. Les autres déficits de connaissances .....	p. 40
4.1 Tolérances abiotiques et le déficit de Hutchinson (ou hutchinsonien) .....	p. 40
4.2 Biologie & écologie et le déficit de Raunkiaer (ou raunkiaerien) .....	p. 42
4.3 Communautés & interactions interspécifiques et le déficit d'Elton (ou eltonien) .....	p. 43
4.4 Histoire évolutive et le déficit de Darwin (ou darwinien) .....	p. 45
4.5 Gouvernance & stratégie de conservation et le déficit d'Ostrom (ou ostromien) .....	p. 46
4.6 Recommandations pour réduire les autres déficits .....	p. 48
<b>Partie II.</b> Contrer les déficits de conservation : hiérarchisation et priorisation des espèces et des projets de conservation .....	p. 53
1. Identification des espèces cibles : actions de conservation <i>versus</i> renforcement des connaissances .....	p. 55
1.1 Identification des espèces à fort enjeux de conservation .....	p. 56
1.2 Handicap à la conservation : identification des espèces ayant un déficit de connaissances .....	p. 57
1.3 Résultats globaux : espèces cibles type I (enjeux de conservation) et de type II (enjeux de connaissance) .....	p. 57
2. Priorisation des projets de conservation .....	p. 60
2.1 Présentation du protocole de priorisation .....	p. 60
2.2 Résultats globaux : les projets prioritaires .....	p. 65
3. Présentation des espèces cibles de type I éligible à un projet prioritaire de conservation .....	p. 66
3.1 La Planorbe naine, <i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834) .....	p. 66
3.2 La Belgrandie gfrast, <i>Belgrandia gfrast</i> Haase, 2000 .....	p. 71
3.3 La Planorbine des mares, <i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald, 1852) .....	p. 76
3.4 La Limnée cristalline, <i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774) .....	p. 81
3.5 La Mulette des rivières, <i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798) .....	p. 85
3.6 L'Anodonte comprimée, <i>Pseudanodonta complanata</i> (Holandre, 1836) .....	p. 87
3.7 La Valvée nordique, <i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864 .....	p. 91

<b>Partie III.</b> Contrer les déficits sur les moyens et les ressources : les grands axes du PRA Mollusques aquatiques.....	p. 97
1. Découpage du PRA en axes et actions.....	p. 99
<b>Axe 1.</b> Élaborer, gérer et rendre disponible les outils nécessaires à l'étude et à la conservation des Mollusques du Grand Est.....	p. 100
<b>Axe 2.</b> Améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation.....	p. 101
<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public.....	p. 102
<b>Axe 4.</b> Permettre la réalisation du PRA et la mise en œuvre de ses actions.....	p. 103
2. Fiches actions.....	p. 103
3. Budget global & Gouvernance.....	p. 105
 <b>Bibliographie</b> .....	 p. 109
 <b>Annexes</b>	
Annexe 1. Fiches Actions.....	p. 125
Annexe 2. Liste et index des espèces.....	p. 147



## **INTRODUCTION**

Les mollusques aquatiques : diversité et menaces



## Introduction. Les mollusques aquatiques : diversité et menaces

Les mollusques appartiennent au phylum le plus diversifié du règne animal après les arthropodes avec environ 80 000 espèces actuelles décrites dont 50 000 espèces marines, 24 000 espèces terrestres et 6 000 espèces des eaux douces (Cowie *et al.* 2023). Les mollusques continentaux, terrestres et aquatiques, ont colonisé un large panel d'habitats depuis les déserts jusqu'aux toundras, de la profondeur des lacs et des milieux souterrains jusqu'aux plus hautes altitudes. Ils occupent également une grande diversité de niches écologiques et peuvent jouer un rôle majeur dans les écosystèmes notamment dans le recyclage de la matière organique, la filtration des eaux, la régulation de la production primaire ou en termes de ressources alimentaires au sein des réseaux trophiques. On distingue classiquement les gastéropodes (limaces, escargots) avec leur coquille unique plus ou moins spiralée, visible ou non, et qui pour certains ont colonisé les milieux aquatiques (cf. *infra*), et les bivalves (moules, mulettes ou naiades), avec leurs deux valves protégeant le corps de l'animal, et qui sont tous strictement aquatiques. Avec un taux stable d'environ 900 espèces nouvellement décrites chaque année, les mollusques sont loin d'être pleinement inventoriés. Le nombre total d'espèces est estimé à plus de 100 000, possiblement dans une fourchette comprise entre 150 000 et 200 000 (Cowie *et al.* 2023), dont plus de 10 000 espèces uniquement pour les eaux douces continentales, c'est-à-dire près du double du nombre d'espèces aujourd'hui connu.

Au-delà de cette diversité, les mollusques, et particulièrement les espèces continentales, cumulent le triste record du nombre le plus élevé d'extinctions (Lydeard *et al.* 2004). En effet, alors que seulement 10% du groupe a été évalué selon les critères de l'UICN, 297 extinctions y ont été enregistrées soit 34% des 872 extinctions d'espèces actuellement documentées sur la planète et près de 40% de celles enregistrées uniquement dans le règne animal. Parmi les mollusques éteints, on compte 106 espèces d'eau douce (74 gastéropodes et 32 bivalves), 190 gastéropodes terrestres et 4 gastéropodes marins (Cowie *et al.* 2023). Or des estimations alternatives (Régnier *et al.* 2009, 2015, Cowie *et al.* 2017), prenant en considération biais et handicaps de connaissance, proposent un chiffre bien plus élevé de l'ordre de 3 000 à 3 700, possiblement 5 000 extinctions, soit près de 7.5% à 13% du nombre connu d'espèces de mollusques continentaux. La sixième extinction est bien une réalité (Cowie *et al.* 2017).

Les gastéropodes d'eau douce comptent environ 4 800 espèces (Strong *et al.* 2008) dont près de 1 500 espèces dans le paléarctique, la zone biogéographique la plus diversifiée pour le groupe (Cummings & Lydeard 2019). Les bivalves d'eau douce, quant à eux, comptent environ 1 200 espèces (Strong *et al.* 2008), 97% d'entre elles appartiennent seulement à 8 familles dans l'ordre des Unionida (mulettes et anodontes) avec 890 espèces (Cummings & Lydeard 2019). Le néarctique et l'indopacifique sont les deux zones biogéographiques les plus diversifiées avec 57% des bivalves d'eau douce de la planète.

Les écosystèmes d'eau douce représentent environ 1% du volume total de l'hydrosphère et sont soumis à de fortes pressions anthropiques (Darwall *et al.* 2018). Environ 80% de la population humaine mondiale est confrontée à des menaces liées à l'accès à l'eau (Vörösmarty *et al.* 2010) et un tiers des espèces dulcicoles, tout groupe taxonomique confondu, est menacé d'extinction dans le monde (Collen *et al.* 2014). L'écologie et les traits de vie des mollusques aquatiques impliquent une forte dépendance à la stabilité de leur habitat et conséquemment aux pressions sur les masses d'eaux continentales. En effet, les gastéropodes ont pour la plupart une faible capacité de déplacement alors que les bivalves ont un cycle de reproduction souvent complexe impliquant possiblement un poisson hôte pour le développement et la dispersion des larves. Les

menaces sont classiquement à chercher dans le "quatuor maléfique" (the *Evil Quartet*) de Diamond (1984) avec (i) la perte, la réduction et la fragmentation des habitats, amplifiées désormais par les effets des changements climatiques, (ii) l'introduction d'espèces exotiques, (iii) le prélèvement intensif et (iv) les extinctions en chaîne, la disparition de l'hôte entraînant celle du parasite pour exemple. Aux États-Unis et au Canada, 202 des quelques 300 espèces d'unionidés sont répertoriées comme menacées au regard de la méthodologie UICN (Master *et al.* 2000, Lydeard *et al.* 2004) et 67 des 703 gastéropodes y sont désormais catégorisés comme éteints (Johnson *et al.* 2013). En Europe, 44% des mollusques d'eau douce sont menacés d'extinction (Cuttelod *et al.* 2011) et 30% à 40% des 41 bivalves respectivement en France métropolitaine (UICN comité français, OFB & MNHN 2021) et dans le Grand Est (ODONAT Grand Est 2023). Ces niveaux de menace reflètent de manière générale le déclin et les menaces qui pèsent sur les écosystèmes d'eau douce (Collen *et al.* 2014).

Or malgré les enjeux de conservation, les connaissances sur la répartition des espèces, leur biologie et leur écologie restent pauvrement documentées comme en témoigne le faible nombre de mollusques évalué par l'UICN (10% pour mémoire, cf. *supra*) et, parmi eux, le nombre élevé d'espèces souffrant d'un déficit d'informations pour leur catégorisation de menace (près de 30%). Par ailleurs, à l'échelle européenne ou française, la réglementation couvre à peine 3% des espèces et ne reflète absolument pas le niveau de menace réel sur le groupe (cf. *supra*). Les mollusques et les invertébrés de manière plus large sont en effet les parents pauvres de la taxonomie et de la conservation alors qu'ils représentent près de 98% de la diversité animale (Cardoso *et al.* 2011). Pourtant la connaissance est un préalable indispensable à tout exercice de conservation. Toutefois, pour développer un corpus solide de connaissances, il est nécessaire de s'appuyer sur des ressources humaines et financières adaptées. Pour exemple, les oiseaux avec 633 espèces sur le territoire métropolitain (308 nicheuses, 178 hivernantes et 417 de passage) bénéficient des ressources de la Ligue pour la Protection des Oiseaux. D'après le rapport d'activité 2021 (<https://www.lpo.fr>), la LPO regroupe près de 64 000 membres, 272 salariés répartis dans de nombreuses structures régionales et 39 000 contributeurs actifs à l'origine de 103 millions de données d'occurrence. Au total, 10 programmes européens et 16 à l'échelle nationale, ainsi que plusieurs générations de liste rouge depuis 1988, ont été soutenus et développés par la LPO avec un budget global annuel de près de 25 millions d'euros (chiffre 2021) dont 35% provenant d'aides directes ou indirectes de l'État (9 millions d'euros). Plus de 500 000 personnes ont été sensibilisées aux enjeux concernant les oiseaux et la nature, à travers les réseaux sociaux, les diverses revues consacrées à l'ornithologie et/ou les initiatives d'animation et de formation. En comparaison de ce modèle vertueux, les mollusques comptent 726 taxons en France métropolitaine, avec un taux d'endémisme de 40% (Gargominy *et al.* 2011), dont 305 espèces d'eau douce, et sont couverts par 100 000 données d'occurrence (chiffre 2016, Gargominy *et al.* 2016), soit 0.1% du volume global de données oiseaux et, pour faire simple, ne bénéficient que d'un nombre réduit de supports associatifs dédiés. Seules deux espèces de mollusques sont concernées par un Plan National d'Actions avec la Mulette perlière (*Margaritifera margaritifera*) et la Grande Mulette (*Pseudunio auricularius*). Dans le Grand Est, on recense 244 espèces de mollusques dont 41 bivalves (100% des espèces présentes sur le territoire métropolitain) et 46 gastéropodes aquatiques (Bichain *et al.* 2019, Bichain *et al.* 2021, Bichain *et al.* 2023), soit au total environ 30% de la malacofaune nationale. Dans le Grand Est, la priorité est quasi-exclusivement donnée aux espèces réglementées comme la Mulette épaisse (*Unio crassus*) laquelle bénéficie très majoritairement des dispositifs existants de conservation (Bichain *et al.* 2021). Depuis peu, un plan de conservation est consacré à la Mulette perlière, espèce également réglementée, dans le bassin versant de la Vologne dans le département des

Vosges, dont la population est considérée comme éteinte écologiquement ([SHNEC 2021](#)). À ce jour, aucune autre espèce de mollusque aquatique n'a bénéficié de la mise en œuvre d'actions conservatoires alors qu'une espèce est déjà déclarée éteinte (la Grande mulette) et 16 sont évaluées comme menacées localement d'extinction à plus ou moins court terme [5 en Danger Critique CR, 5 En Danger EN et 6 Vulnérable VU] dont une espèce micro-endémique ([ODONAT Grand Est 2023](#)).

Oiseaux et mollusques représentent ici les deux extrêmes dans notre manière d'aborder et de regarder la biodiversité et, symptomatiquement, du déséquilibre entre vertébrés et invertébrés dans les programmes de conservation. Pour exemple, dans le cadre des LIFE européens sur la période 1992-2018, pour 1€ euro dédié à la conservation des espèces, 0,75€ vont aux oiseaux et aux mammifères, et si l'on se rapporte à la diversité de ces groupes, une espèce de vertébré reçoit 468 fois plus de ressources financières qu'une espèce d'invertébré ([Mammola et al. 2020](#)).

Le présent projet de Plan Régional d'Actions "Mollusques aquatiques" du Grand Est est une première à l'échelle nationale en proposant une approche multi-espèces pour l'un des groupes animal le moins bien connu et le plus menacé. Une première certes, mais également un pari, car il faut bien le concéder ce PRA repose sur un socle de connaissances fragile et limité et sur une quasi-absence de ressources humaines et financières. La tâche à accomplir est donc considérable.

L'objectif principal de ce PRA est de permettre une meilleure prise en compte des mollusques aquatiques dans les démarches et actions régionales de conservation. Cependant, plusieurs verrous, déficits ou handicaps constituent des freins à la prise en compte des mollusques dans les stratégies et politiques de conservation. Nous argumentons ci-après qu'il n'est guère possible d'atteindre cet objectif, sur le long terme, sans prendre en compte ces déficits qui en outre interagissent plus ou moins fortement entre eux. C'est pourquoi, dans la première partie qui suit, la nature, la magnitude et les effets des déficits de connaissances sont abordées extensivement afin de mieux appréhender les voies possibles de remédiation à l'ignorance, qui reste le principal handicap à la conservation. La deuxième partie aborde la question du déficit de conservation et propose d'identifier, à travers différentes approches méthodologiques, les taxons les plus menacés qui nécessiteraient le déroulement immédiat de projets de conservation afin de tenter d'enrayer leur extinction à plus ou moins court terme. La troisième partie aborde la question du développement des moyens/ressources, de la planification calendaire et financière du PRA à travers 12 grandes actions afin de prendre pleinement en compte les propositions formulées dans ces deux premières parties.

Nous donnons ci-après une vue synthétique de la démarche générale adoptée, afin d'atteindre l'objectif global ici fixé, avec le renvoi systématique vers les parties et chapitres suivants.

## Vue synthétique : objectifs et structure du PRA

### Étape 1 : Identifier les freins à la prise en compte des mollusques en termes de conservation

- Identifier et évaluer à travers la littérature académique la nature, les effets, la magnitude et les interactions entre les principaux verrous/déficits/handicaps de connaissances, de ressources et de gouvernance ;
- Etablir un bilan des connaissances et des ressources disponibles à l'échelle du Grand Est ;
- **Objectif** : proposer des actions concrètes et transversales pour atténuer et/ou lever les principaux verrous/déficits/handicaps à la conservation à l'échelle régionale ([Partie I, Chapitres 1 à 4](#)).

### Étape 2 : Identifier les espèces à enjeux

- Priorités de conservation : identifier les espèces susceptibles de bénéficier d'un plan de conservation "espèce" sur la base du niveau de menace et de responsabilité régionale ([Partie II, Chapitres 1.1 & 1.3](#)) ;
- Priorités de connaissances : identifier les espèces qui doivent prioritairement bénéficier d'un programme spécifique d'amélioration des connaissances afin de permettre leur catégorisation IUCN sur le court terme ([Partie II, Chapitres 1.2 & 1.3](#)) ;
- **Objectif** : établir des listes hiérarchisées d'espèces à enjeux (conservation et connaissances) à partir d'une méthode simple et reproductible ([Partie II, Tableaux 1 & 2](#)).

### Étape 3 : Sélectionner les projets de conservation "espèce"

- Appliquer une méthode afin de sélectionner, sur la base du meilleur rapport coût-efficacité, un ensemble des projets de conservation "espèce" ([étape 2](#)) pour un budget global donné ([Partie II, Chapitre 2](#)) ;
- Proposer les grandes lignes de Plan Régional d'Actions pour chaque projet de conservation "espèce" retenu ([Partie II, Chapitre 3](#)) ;
- **Objectif** : permettre/favoriser la mise en œuvre de projets de conservation afin d'assurer la sauvegarde du plus grand nombre possible d'espèces de mollusques aquatiques menacées d'extinction à l'échelle du Grand Est.

### Étape 4 : Structurer les actions

- Sur la base des constats et propositions réalisés dans l'[étape 1](#) proposer les actions transversales pour répondre au déficit sur les ressources qui handicape sévèrement l'étude et la conservation de l'ensemble des espèces mollusques continentaux ([Partie III, Axe 1, Actions 01 à 03](#)) ;
- Sur la base des constats et propositions réalisés dans les [étapes 1 et 2](#) proposer les actions transversales et spécifiques pour répondre au déficit de connaissances prioritairement pour les espèces à enjeux ([Partie III, Axe 2, Actions 04 à 08](#)) ;
- Sur la base des constats et propositions réalisés dans les [étapes 1 et 3](#) proposer les actions transversales et spécifiques pour répondre au déficit de conservation en favorisant l'émergence de projets de conservation et en améliorant le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public ([Partie III, Axe 3, Actions 09 à 11](#)) ;
- **Objectif** : Améliorer la prise en compte les mollusques aquatiques dans les démarches et actions régionales de conservation.

### Étape 5 : Mise en œuvre et évaluation des actions

- Sur la base des propositions réalisées dans l'[étape 4](#) établir une gouvernance afin d'animer et de coordonner la mise en œuvre des actions et leur évaluation ;
- **Objectif** : permettre l'émergence d'un centre régional de référence dédié à l'étude et à la conservation des mollusques afin de fédérer et coordonner le réseau d'expertises régionales dans le cadre des stratégies proposées dans le PRA mais également pour la centralisation de l'ensemble des données (base de données) et du matériel d'étude (collections) ([Partie III, Axe 4, Action 12](#)).

**PARTIE I**

Contre les principaux déficits de connaissances et leurs effets dans la conservation des espèces



## Partie I. Contrer les principaux déficits de connaissances et leurs effets dans la conservation des espèces

Les actions et les moyens à déployer pour faire face aux changements majeurs que subissent actuellement les milieux naturels sont les principaux objets de la biologie de la conservation (Gerber 2010). À cela s'ajoute un élément non moins important qu'est l'impact de l'ignorance dans notre manière de percevoir la Nature et ses enjeux actuels. Ce sujet extraordinairement complexe a été, et reste, l'objet d'une abondante littérature et dépasse largement le cadre de ce travail. Cependant, la publication de Hortal *et al.* (2015) est particulièrement intéressante de ce point de vue, et il ne semble pas inutile d'en fournir ici les grandes lignes avant de développer plus en avant le sujet des déficits de connaissances.

Ces auteurs rappellent que face à la complexité des systèmes vivants, les biologistes ont toujours cherché à catégoriser et à classer les organismes dans leur recherche de modèles, de processus sous-jacents et de principes d'organisation. Les classifications proposées sont d'une part des abstractions pour représenter le monde réel et produire des connaissances scientifiques et d'autre part, elles reflètent les objectifs et les intérêts propres à leur élaboration. Ainsi, la connaissance et l'ignorance sont profondément influencées par la façon dont les entités biologiques ont été classées et construites en unités simples comme les communautés, les espèces, les clades ou les écosystèmes. Le concept d'espèce est l'exemple classique d'une production intellectuelle qui reste largement discutée dans le champ de la taxonomie évolutive, non seulement sur ses bases théoriques (qu'est-ce qu'une espèce ?) mais également opérationnelles (quels critères pour les délimiter ?) (voir Samadi & Barberousse 2006). En fonction de la manière dont cette unité est abordée, le découpage du vivant peut en être profondément affecté. Par exemple pour les oiseaux, groupe pourtant considéré comme bien étudié, les taxonomistes reconnaissent près de 10 000 espèces sur la base du concept biologique de l'espèce ou alternativement près du double à partir du concept phylogénétique (Barrowclough *et al.* 2016).

Les unités et méthodes de mesure de la biodiversité doivent donc être considérées comme un sous-ensemble de l'espace qui inclut toutes les autres manières dont la biodiversité pourrait être "découpée". Or même dans cet espace réduit, la complétude des connaissances pour une caractéristique donnée du vivant est difficile à acquérir, en raison de la complexité des interactions dans l'espace et le temps et de la capacité humaine à l'étudier (Ladle & Hortal 2013). La disparité dans la planification et les efforts de recherche entraîne par ailleurs des différences quelquefois considérables entre les entités étudiées en termes de volume, de qualité et de fiabilité des données disponibles (Mace 2004). Les limites fondamentales (abstractions) et pratiques (outils, moyens) de la connaissance sur la biodiversité impliquent que les scientifiques doivent travailler avec des données incomplètes, sur un nombre limité d'organismes et de caractères. D'après Hortal *et al.* (2015), les espaces de méconnaissance (l'ignorance consciente) doivent impérativement être identifiées et quantifiées, car des connaissances biaisées et non représentatives compromettent non seulement notre capacité à décrire la biodiversité mais également à faire des prévisions robustes sur la façon dont elle pourrait changer à l'avenir.

Précisément dans ce contexte de sixième extinction de masse, "l'ignorance n'est pas une bénédiction" (*Ignorance is not bliss*, éditorial de la revue *Nature*, juillet 2004, volume 430, numéro 6998) car elle conduit inévitablement à une répartition/utilisation inefficace des ressources (Bottrill *et al.* 2008) ou à des hypothèses erronées pouvant mener à des décisions/actions aux effets parfois irréversibles. En témoigne la triste histoire

de l'extinction des espèces de gastéropodes terrestres du genre *Partula* sur les îles d'Hawaï et de Polynésie française. En effet, l'escargot carnivore *Euglandina "rosea"* (Férussac, 1821) [en réalité un complexe d'espèces] a été introduit délibérément, dans les années 1950 dans les Caraïbes et dans les îles des océans Indien et Pacifique, comme un agent de contrôle biologique de l'escargot géant africain *Lissachatina fulica* (Férussac, 1821) (Cowie *et al.* 2017, Gerlach *et al.* 2021). Or Régnier *et al.* (2009) estiment que 134 extinctions de gastéropodes terrestres (40% de la totalité des extinctions enregistrées pour ce groupe par l'UICN) sont attribuables à la prédation par *Euglandina "rosea"* dont un nombre considérable des *Partula* endémiques du Pacifique et d'Hawaï en particulier. Plus récemment, le ver plat de Nouvelle-Guinée, *Platydemus manokwari*, aussi considéré comme un agent de contrôle biologique pour lutter contre *Lissachatina fulica*, apparaît également comme une menace pour les escargots terrestres. Ce ver plat est un prédateur particulièrement vorace qui peut grimper aux arbres pour s'attaquer aux espèces arboricoles. Après avoir été introduit en 1981 aux Philippines, il s'est répandu et continue de se répandre dans les îles du Pacifique et provoque le déclin et l'extinction de nombreuses populations d'espèces indigènes. Gerlach *et al.* (2021) montrent qu'*Euglandina* et *Platydemus manokwari* sont non seulement des agents de bio-contrôle inefficaces pour réguler les populations de *Lissachatina fulica* mais surtout deux fléaux pour les malacofaunes locales en raison de leur régime alimentaire de carnivore généraliste, et donc opportuniste, notamment de la micro-malacofaune de la litière. Détail omis (ignoré, inconnu) par les autorités décisionnaires.

De nombreux travaux ont tenté d'identifier les différents types de lacunes de connaissance et leurs conséquences dans le cadre de la conservation de la biodiversité (se reporter par exemple à Lomolino 2004, Cardoso *et al.* 2011, Diniz-Filho *et al.* 2013, Hortal *et al.* 2015). Des stratégies et des outils y sont proposés afin de surmonter ces déficits ainsi que des recommandations pour tenir compte le plus efficacement possible des incertitudes et des biais. En élargissant le champ des connaissances d'une manière raisonnée et structurée, la science augmente également l'ignorance "perçue" ou consciente (ce que nous savons ne pas savoir, Firestein 2012 cité par Hortal *et al.* 2015), c'est-à-dire la part d'inconnu connue qui peut être abordée par le biais de recherches supplémentaires. Autrement dit, la connaissance de l'ignorance est une manière de la résorber rationnellement et de restreindre ses effets.

Dans cette première partie, les principaux déficits et biais de connaissances sont présentés en suivant la trame proposée par Cardoso *et al.* (2011) et Hortal *et al.* (2015) pour les aspects généraux et de Lopes-Lima *et al.* (2021) pour les déficits précisément liés aux mollusques aquatiques. La littérature régionale (notamment Bichain *et al.* 2019, 2021, 2023), et autres sources documentaires (bases de données, collections d'Histoire naturelle, rapports d'expertise par exemple), ont été mobilisées afin d'identifier l'ampleur et les effets de ces déficits à notre échelle de travail. Cet exercice est une étape capitale pour juger (i) de l'effort à fournir (où, qui, comment), autrement dit les ressources à déployer, afin d'améliorer les connaissances sur ce groupe taxonomique et (ii) de notre capacité à mettre en œuvre les actions de conservation adéquates.

## 1. Taxonomie et le déficit de Linné (ou linnéen)

Le déficit linnéen est nommé d'après Karl von Linné (1707-1778) et se réfère à l'écart entre le nombre d'espèces reconnues formellement comme valides et le nombre d'espèces qui existe réellement (Lomolino 2004). D'une part, le nombre d'espèces "connues" change constamment en raison de la découverte de nouvelles espèces, de l'ordre de 15 000 à 20 000 chaque année tout groupe taxonomique confondu (IISE

2017) mais également des modifications de délimitation et des difficultés persistantes à définir un concept unifié d'espèce et/ou les outils opérationnels pour les délimiter. D'autre part, l'estimation de l'alpha-diversité planétaire diffère en fonction des différentes méthodes appliquées. Les approches les plus récentes convergent vers une fourchette autour de 10 millions d'espèces (Mora *et al.* 2011). Il est donc désormais admis que les quelque 2 millions d'espèces aujourd'hui reconnues (Chapman 2009) ne représentent qu'une faible fraction du nombre total d'espèces réellement présentes sur la planète et que plusieurs siècles seront nécessaires afin théoriquement d'achever l'inventaire du vivant. L'ampleur du déficit linnéen reste donc difficilement quantifiable (Hortal *et al.* 2015) et, par ailleurs, ne s'applique pas de manière homogène aux différents grands groupes taxonomiques. En effet, le déficit linnéen est particulièrement important chez les invertébrés (Cardoso *et al.* 2011), soit près de 85% de la biodiversité mondiale, hors procaryotes et virus. Enfin, le déficit linnéen affecte nécessairement et profondément tous les autres champs d'étude de la biodiversité (cf. chapitres suivants) puisqu'il représente un handicap à la connaissance précisément sur l'une de ses unités fondamentales (Morrison *et al.* 2009, Costello *et al.* 2013, Sandall *et al.* 2022).

Parmi les invertébrés, les mollusques continentaux aquatiques comptent 6 295 espèces valides strictement inféodées aux eaux douces du globe (MolluscaBase 2023) réparties dans 40 familles de gastéropodes (environ 4 800 espèces) et 20 de bivalves (environ 1 200 espèces) (Lydeard & Cummings 2019, Böhm *et al.* 2020). Le déficit linnéen peut être mesuré implicitement à travers le taux de synonymie, c.-à-d. le rapport entre le nombre d'espèces nominales et le nombre d'espèces considérées comme valides. Ce taux  $\gamma$  est en moyenne de 3.37 et peut atteindre 5, et même 15 dans certains groupes (Lopes-Lima *et al.* 2021) et reflète les changements de pratiques taxonomiques qui ont eu lieu au cours des deux derniers siècles. En d'autres termes, une "bonne" espèce peut être liée à 15 autres synonymes plus récents. En effet, un nombre considérable d'espèces nominales a été décrit, entre les milieux des 18<sup>e</sup> et 20<sup>e</sup> siècles, principalement sur la seule base des caractères de la coquille (Bouchet 2002). Or le recours exclusif aux coquilles ne permet pas de délimiter de manière fiable la plupart des espèces. La variabilité conchyliologique, observée dans et entre les populations, est souvent le résultat de l'impact de paramètres abiotiques et/ou biotiques et non le résultat de processus évolutifs menant à la spéciation. Par ailleurs, de nombreux taxonomistes ont fondé leur description primaire sur l'étude de quelques spécimens, parfois même à partir d'une seule coquille, sans chercher à estimer la part de la variabilité impliquée dans leur diagnose. Conséquemment, cela a conduit à de nombreuses erreurs dans l'identification/délimitation des espèces et explique aujourd'hui ce taux substantiel de synonymie (Bouchet 2002).

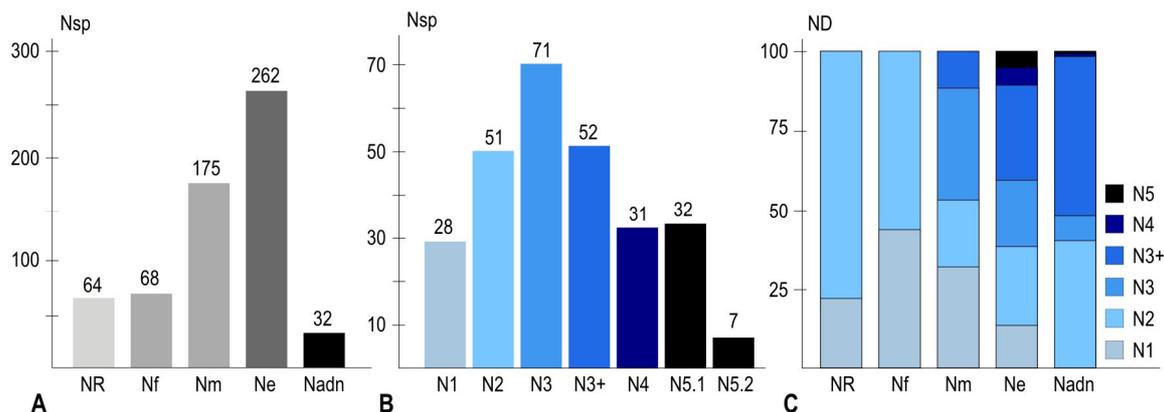
Bien que très éloignées des méthodes traditionnelles, les problématiques de délimitation des espèces subsistent dans les approches modernes de l'alpha-taxonomie. En diagonale (se reporter à Lopes-Lima *et al.* 2021 pour un développement plus long en ce qui concerne les mollusques d'eau douce), tout concept d'espèce est confronté au problème qu'il n'existe pas de point objectivement déterminable, lors du processus de spéciation, à partir duquel une espèce ancestrale a donné naissance à une espèce fille (De Queiroz 2005 par exemple). En d'autres termes, à quel moment peut-on attribuer à une lignée le statut d'espèce ? Les différents concepts d'espèce peuvent varier selon le stade exact de la séparation "définitive" des lignées. Toutefois, ces différents concepts aboutissent souvent à des estimations similaires lorsque les espèces sont traitées comme des lignées de métapopulations évoluant séparément, présentant des pools génétiques largement séparés et des propriétés/caractères morphologiques, écologiques ou biologiques distinctes (se reporter à Wilke *et al.* 2010 pour des contre-exemples d'évolution non-adaptative). Ainsi, les démarches dites intégratives, qui utilisent plusieurs sources d'investigations pour délimiter les espèces, sont généralement plus

fiables (Gouldin & Dayrat 2016, Vinarski 2020). Cependant, seul un petit nombre d'espèces nominales a été testé par de telles approches, ce qui implique que la grande majorité des taxons se trouve encore dans une zone floue où les délimitations restent à être précisées. Cet état de l'art, héritage de l'ancienne école, explique en partie les difficultés pour donner une estimation précise quant au nombre réel d'espèces de mollusques aquatiques. Les estimations les plus hautes postulant environ deux fois plus d'espèces que les estimations les plus conservatrices (Lopes-Lima *et al.* 2021), 5 000 *versus* 10 000 espèces. En attente de révision(s), certains groupes sont de véritables purgatoires taxonomiques où coexistent "bonnes espèces", synonymes potentiels et espèces cryptiques non encore décrites.

En outre, une partie de la diversité des mollusques d'eau douce reste à être découverte, en particulier dans les pays qui ne bénéficient pas d'un investissement suffisant par manque de ressources financières ou d'expertise taxonomique comme pour les pays d'Afrique, d'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud-est (Lopes-Lima *et al.* 2018, Zieritz *et al.* 2018) et/ou pour les habitats considérés comme difficiles d'accès comme les milieux interstitiels, souterrains et les eaux profondes. Or les études récentes menées dans les régions les moins bien "connues" ont permis la découverte de nombreux taxons endémiques nouveaux. Par exemple, la description du genre *Tibetoradix* (Lymnaeidae) restreint aux hauts plateaux du Tibet (Aksenova *et al.* 2018), de nouvelles espèces de bivalves du groupe emblématiques des Unionidae en Asie du Sud (Konopleva *et al.* 2019 ; Bolotov *et al.* 2020), la découverte d'une diversité inattendue d'espèces de planorbe du genre *Gundlachia* dans l'archipel indo-australien (Gauffre-Autelin *et al.* 2021), mais également des radiations hyper-diversifiées dans le groupe des hydrobies dans le Caucase (Chertoprud *et al.* 2023) ou au Sulawesi (Haase & Bouchet 2006). L'Europe et la France ne sont pas exemptes de découvertes avec la description en 2000 de *Belgrandia gfrast* Haase, 2000, gastéropode micro-endémique des eaux phréatiques de la Petite Camargue Alsacienne (Haut-Rhin), et encore plus récemment de *Euglesa interstitialis* (Bössneck, Groh & Richling, 2020), micro-bivalve vivant dans les eaux interstitielles des milieux marécageux du Bade-Wurtemberg en Allemagne et désormais recensée dans le Grand-Est (Bichain *et al.* 2023).

L'investissement taxonomique varie également d'un groupe à l'autre. Une large attention est portée aux groupes les plus visibles et les plus importants sur le plan économique, tels que les macro-bivalves (Unionidae, Margaritiferidae) et les gastéropodes vecteurs de maladies (Lymnaeidae, Planorbidae). En revanche, les taxons plus petits et moins visibles, tels que les gastéropodes souterrains et les micro-bivalves font l'objet de relativement peu d'attention. Ces biais socio-économiques, taxonomiques et géographiques sont donc des freins à l'identification des zones de forte diversité (Strong *et al.* 2008), des radiations évolutives (Wilke *et al.* 2010) et implicitement des enjeux de conservation.

À l'échelle du Grand Est, les mollusques continentaux comptent 244 espèces dont 41 espèces de bivalves et 46 espèces de gastéropodes aquatiques (Bichain *et al.* 2019, Bichain *et al.* 2021, Bichain *et al.* 2023), soit 35% de l'ensemble de la malacofaune régionale. Sur le territoire métropolitain, les mollusques continentaux comptent 733 espèces dont 41 bivalves et 266 gastéropodes dont 190 sont des hydrobies *sensu lato* et 19 des espèces des milieux saumâtres, des estuaires ou de la zone intertidale. En d'autres termes, toutes les espèces de bivalves de la France continentale sont documentées dans le Grand Est ainsi que 80% des gastéropodes non-hydrobies strictement inféodées aux eaux douces. Le taux d'endémisme y est faible avec seulement quatre (sub-)endémiques restreints avec l'Hydrobie de l'Aube, *Avenionia bourguignati* (Locard, 1883), la Bythiospée des rieds, *Bythiospeum rhenanum rhenanum* (Lais, 1935), la Belgrandie gfrast, *Belgrandia gfrast* Haase, 2000 et la Moitessierie bourguignonne, *Spiralix rayi* (Bourguignat, 1883). Ces taxons appartiennent au groupe hyper-diversifié des hydrobies *sensu lato* (uniquement deux familles dans le Grand



**Figure 1** – Origine des données d'observation pour le grand quart nord-est de la France (Grand Est et Bourgogne-Franche-Comté) d'après Bichain *et al.* (2021)

**A.** Répartition sur l'ensemble du jeu de données final du nombre d'espèces par niveau d'expertise des observateurs ; **B.** Répartition sur l'ensemble du jeu de données final du nombre d'espèces par niveau de difficulté de détermination ; **C.** Répartition sur l'ensemble du jeu de données final du nombre d'espèces par niveau de difficulté de détermination pour chaque classe de niveau d'expertise. Abréviations : NR = non renseigné, Nr = faible, Nm = moyen, Ne = expert, Nadn = protocole ADNe.

Est : Hydrobiidae Stimpson, 1865 et Moitessieriidae Bourguignat, 1863), petits gastéropodes operculés des eaux souterraines et des écoulements en tête de bassin. Par ailleurs, seule une espèce, la Planorbine des mares, *Gyraulus rossmaessleri* (Auerswald, 1852), est en extrême limite occidentale de répartition et trouve ses uniques localités françaises dans le Grand Est.

Cependant, le manque d'expertise et les incertitudes taxonomiques entravent significativement l'identification des deux tiers des taxons aquatiques de la région (Bichain *et al.* 2021), et conséquemment freine l'accumulation des connaissances (répartition, habitat, population) et l'élaboration des stratégies de gestion et de conservation. Bichain *et al.* (2019) identifient plusieurs catégories de difficulté de détermination (N<sub>1</sub> à N<sub>5</sub>) liées à (i) la nature des caractères diagnostiques disponibles (coquilles N<sub>1</sub> à N<sub>3</sub> *versus* anatomie N<sub>4</sub>), (ii) la similarité des taxons (caractères diagnostiques ténus N<sub>3</sub> et N<sub>3+</sub>), (iii) la forte variabilité morphologique (N<sub>4</sub> nécessité d'approche anatomique ou N<sub>5.1</sub> moléculaire) et (iv) à l'absence de consensus taxonomique (N<sub>5.2</sub> espèces dans le purgatoire taxonomique, cf. *supra*). Bichain *et al.* (2021) montrent que 40% à 60% des données d'occurrences dans le quart nord-est de la France (régions Grand Est et Bourgogne-Franche-Comté) proviennent du domaine des sciences participatives (ou citoyennes), c'est-à-dire des données produites et transmises par des "bénévoles" (Houllier & Merilhou-Goudard 2016). Or cet apport se concentre essentiellement sur le petit nombre de taxons pour lesquels les difficultés de détermination et l'incertitude taxonomique sont circonscrites (N<sub>1</sub> à N<sub>3</sub>), délaissant la plupart des autres taxons (N<sub>3+</sub> à N<sub>5</sub>) soit près de 70% de la diversité régionale (Figure 1).

Les données de Bichain *et al.* (2021) illustrent trois phénomènes qui aggravent, directement ou indirectement, le déficit linnéen : (i) l'impact de l'instabilité taxonomique (changements de nom), (ii) le manque de ressources pour l'identification des taxons (ouvrages, clefs de détermination interactives, collection de référence) et (iii) la carence en expertises taxonomiques et d'accessibilité aux méthodes modernes d'identification. Nous les décrivons ci-après et donnons les axes à développer afin de les atténuer.

## 1.1 Instabilité taxonomique

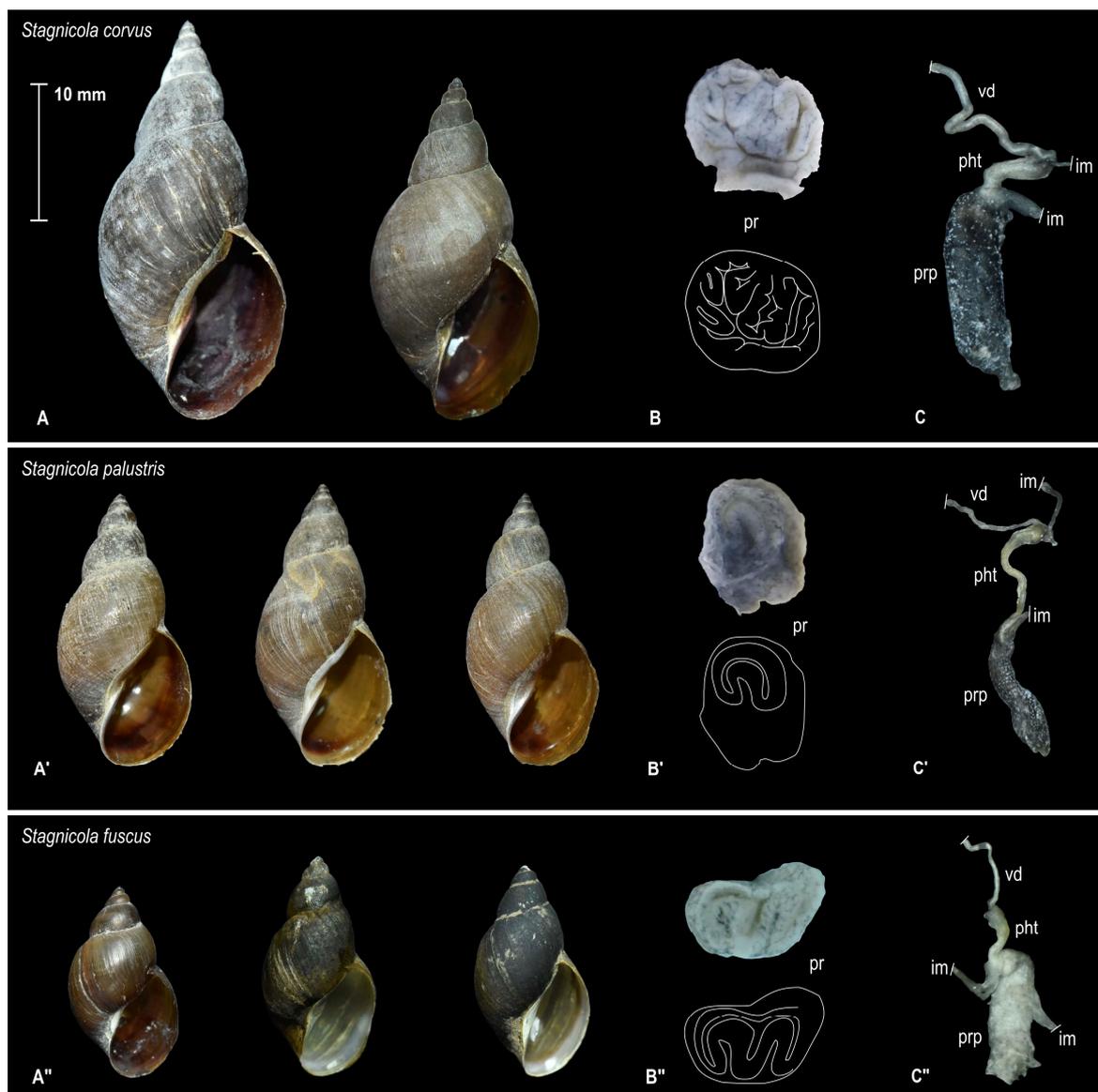
Comme détaillé précédemment -outre les problèmes nomenclaturaux et l'ajout de nouvelles espèces- l'évolution des connaissances et des concepts taxonomiques mènent classiquement à des changements d'opinions concernant les limites/définitions des espèces, lesquels se répercutent dans les noms latins. Avec le temps, les changements s'accumulent et une liste taxonomique éditée à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, en première lecture, peut être parfaitement incompréhensible un siècle plus tard (Bouchet 2002, Gargominy *et al.* 2011). En diagonale, un nom latin au niveau spécifique peut (i) être modifié pour des raisons nomenclaturales, (ii) être considéré comme synonyme plus récent d'une autre espèce, (iii) subir un/des réarrangement(s) taxonomique(s) et/ou (iv) être "divisé" en plusieurs noms dans le cas d'espèces cryptiques notamment. Ces sources d'instabilité reflètent les progrès de la science et sont les conséquences attendues de la recherche en taxonomie (Morrison *et al.* 2009) mais sont difficilement compréhensibles pour les non-spécialistes comme les conservateurs/gestionnaires de la biodiversité.

Les résultats de Bichain & Orio (2013) permettent d'illustrer en partie la problématique de l'instabilité taxonomique à l'échelle régionale. Lors de l'actualisation de la liste de référence des mollusques d'Alsace de Devidts (1977), environ 54% des changements opérés par ces auteurs correspondent à des modifications nomenclaturales/taxonomiques dont 18% sont des invalidations d'espèces (synonymes plus récents). Avant la publication de cette liste, il fallait donc consulter un nombre substantiel de publications afin de pouvoir faire le lien entre les espèces citées dans le référentiel taxonomique de Devidts (1977) et le référentiel national alors disponible (Gargominy *et al.* 2011). Plus récemment encore, la taxonomie de trois gastéropodes aquatiques, *Bythinella bicarinata* (Des Moulins, 1827), *Bythinella viridis* (Poiret, 1801) et *Gyraulus parvus* (Say, 1817) a été revisitée avec des changements drastiques dans l'application de leur nom (résultats de Bichain *et al.* 2007 appliqués dans MolluscaBase 2023, Prié & Cucherat 2021, Lorencová *et al.* 2021) et laisse conséquemment en suspens leur catégorisation UICN ou statut réglementaire.

La première nécessité pour réduire l'impact de l'instabilité taxonomique est donc de produire régulièrement des référentiels taxonomiques actualisés qui détaillent et explicitent les changements opérés, la littérature associée et les conséquences en termes d'application des noms (Cardoso *et al.* 2011, Lopes-Lima *et al.* 2021, Sandall *et al.* 2022). Aujourd'hui, MolluscaBase ([www.molluscabase.org](http://www.molluscabase.org)) est considérée comme la base de données internationale taxonomique de référence pour les mollusques marins et continentaux. Les changements taxonomiques y sont enregistrés en flux continu et également implémentés dans les versions les plus récentes du référentiel français TaxRef (Gargominy *et al.* 2022). Ces référentiels ont servi de base pour l'élaboration de la liste de référence du Grand Est (Bichain *et al.* 2019) et sa réactualisation (Bichain *et al.* 2023), ainsi que pour la Liste rouge régionale des mollusques menacés en Alsace (Bichain *in* Heuacker *et al.* 2015) et dans le Grand Est (ODONAT Grand Est 2023).

## 1.2 Manque de ressources pour l'identification des taxons

Le principal handicap à l'identification, pour une large communauté d'observateurs, est la quasi-absence d'ouvrages en français permettant de fournir les éléments diagnostiques pour chacune des espèces appartenant à la malacofaune régionale. La littérature spécialisée est dispersée à travers une multitude de publications, majoritairement en langue anglaise. Cependant, aucun ouvrage synthétique en langue française ne couvre l'ensemble de la malacofaune aquatique continentale européenne à l'exception des bivalves de



**Figure 2**—Espèces du genre *Stagnicola* dans le Grand Est d'après Umbrecht & Bichain *et al.* (2020)

**A. à A''.** Illustrations des coquilles ; **B. à B''.** Illustrations de la structure interne de la prostate ; **C. à C''.** Illustrations du complexe pénien. Abréviations utilisées : *im* insertion musculaire ; *pht* phallothèque ; *pr* prostate ; *prp* praeputium ; *vd* vas deferens. La variabilité morphologique est telle qu'il faut avoir recours aux caractères anatomiques pour identifier de manière fiable ces trois espèces.

France (Prié 2017) lequel ne donne que peu d'entrées techniques pour leur détermination contrairement aux publications en anglais de Killeen *et al.* (2004) ou en Allemand de Zettler & Glöer (2006). Les gastéropodes aquatiques du paléarctique sont, quant à eux, couverts par trois faunes récentes (Glöer 2019, 2022a, 2022b), en anglais également. Les outils numériques qui actuellement émergent pour l'identification des mollusques sur la base d'un filtre de critères ([www.schneckenchecken.ch](http://www.schneckenchecken.ch) pour la faune suisse ou l'application android BiodiversiClés en France, voir Meyer *et al.* 2016) rendent accessibles les déterminations pour une communauté élargie d'utilisateurs. Toutefois cette démarche reste limitée ou impossible pour les taxons morphologiquement proches, et ce, en l'absence d'information concernant d'autres critères comme ceux liés à l'anatomie.

L'initiative de la publication des cahiers techniques, guides de détermination en format numérique (gastéropodes terrestres : [Bichain 2016](#), limaces : [Bichain, Cucherat & Hommay 2016](#), macro-bivalves : [Bichain 2017](#), micro-bivalves : [Umbrecht & Bichain 2017](#), gastéropodes aquatiques : [Bichain, Umbrecht & Durr 2017](#)), avait pour objectif de combler cette lacune en fournissant un état de l'art sur la systématique et la répartition des mollusques en Alsace. Ils sont aujourd'hui en partie obsolètes et nécessiteraient d'être réactualisés et élargi à l'échelle du Grand Est. La publication d'une malacofaune régionale, dont le format final reste à discuter (numérique, clef interactive, etc.), semble être une priorité pour combler le déficit en ouvrage de détermination en langue française.

Par ailleurs, favoriser les publications naturalistes est un autre levier pour aplanir le déficit linnéen en fournissant ponctuellement des informations pour la détermination de certains taxons. Par exemple, le travail d'[Umbrecht & Bichain \(2020\)](#) donne non seulement un nouveau regard sur la distribution des trois espèces du genre *Stagnicola* Jeffreys, 1830 (Gastropoda, Lymnaeidae) en Alsace mais également les illustrations des caractères anatomiques qui seuls permettent de les identifier ([Figure 2](#)).

Les collections de référence peuvent être aussi un support efficace pour soutenir l'identification des espèces. L'objectif est de lier des spécimens avec un nom, appliqué par un spécialiste, existant dans une liste de référence (cf. *supra*). Cette démarche initiée par le Muséum national d'Histoire naturelle ([Gargominy & Ripken 2011](#)) permet par ailleurs de fournir/diffuser des illustrations "validées" à travers les plateformes numériques comme celles de l'INPN ([inpn.mnhn.fr](http://inpn.mnhn.fr)) ou de ReColNat ([www.recolnat.org](http://www.recolnat.org)). Dans le Grand Est, plusieurs institutions muséales pourraient accueillir ce type de collections dont le *Musée Zoologique de Strasbourg*, dépositaire d'une collection patrimoniale consacrée aux mollusques de la région et le *Musée d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar* qui constitue une collection d'étude dédiée également aux mollusques régionaux.

Fournir à la communauté des naturalistes, aux gestionnaires et acteurs de la conservation des espaces naturels de tels supports est la garantie d'atténuer les erreurs de détermination et de stimuler les inventaires et d'en augmenter le spectre taxonomique sur cette composante de la biodiversité.

### 1.3 Carence en expertise ou d'accessibilité aux méthodes modernes d'identification

La détermination des espèces catégorisées de N<sub>3+</sub> et N<sub>4</sub>, soit 80 taxons de mollusques (dont 28 aquatiques), nécessite une solide expertise taxonomique. Or, le nombre d'experts malacologues, institutionnels ou bénévoles, est limité et ne peut couvrir l'ampleur de la tâche à accomplir. En accord avec [Cardoso et al. \(2011\)](#) et [Lopes-Lima et al. \(2021\)](#), il est nécessaire de soutenir un investissement plus important dans la formation des observateurs et/ou à l'accès vers les approches moléculaires (Barcoding) qui présentent, a priori, moins d'erreurs d'identification.

Concernant la formation, l'université de Berne (Suisse) propose un véritable parcours de formation malacologique pour les bénévoles afin de les intégrer à différents programmes de recherche académique. Ce programme a permis de former une trentaine de collaborateurs de terrain pour l'actualisation des données d'occurrences sur le territoire suisse ([www.cscf.ch](http://www.cscf.ch)) nécessaire aux catégorisations UICN ([www.cscf.ch/cscf/home/fauna-der-schweiz/Mollusken/rote-liste.html](http://www.cscf.ch/cscf/home/fauna-der-schweiz/Mollusken/rote-liste.html)). Cette initiative fait référence à la formation de para-taxonomistes notamment, non spécialistes formés spécifiquement pour accélérer l'inventaire de la biodiversité dans les zones tropicales et rurales des pays en voie de développement

(Schmiedel *et al.* 2016). Ce point concernant les sciences participatives, ou citoyennes, est développé dans le chapitre consacré au déficit wallacéen.

Concernant les méthodes modernes d'identification, les différentes campagnes d'ADN environnemental (ADNe dans la suite du texte) menées dans la région Grand Est ont permis d'identifier 35 espèces de bivalves sur un pas de temps relativement court (2021-2022), soit 85% des 41 espèces recensées dans la région (Bichain *et al.* 2023). Cette méthode a permis également de détecter la présence de trois nouvelles espèces pour la région *Euglesa interstitialis* (Bössneck, Groh & Richling, 2020), *Sphaerium ovale* (Férussac, 1807) et *Sphaerium transversum* (Say, 1829), réduisant ainsi le déficit linnéen régional.

Cette méthode n'a pas été appliquée aux gastéropodes aquatiques pour lesquels le catalogue moléculaire est désormais disponible. Cela permettrait de confirmer la présence de taxons pour lesquels subsistent de sérieux problèmes d'identification notamment dans les genres *Ampullaceana* et *Radix* (Aksenova *et al.* 2018, Vinarski *et al.* 2020) ou de détection comme pour la Planorbe naine, *Anisus vorticulus* (cf. *infra* et SHNEC 2022b, 2020).

Le recours à des méthodes de taxonomie moléculaire pourrait également aider à l'identification notamment chez les macro-bivalves où la variabilité morphologique ne permet souvent pas d'attribuer un nom d'espèce de manière fiable (Prié & Puillandre 2014). Pour exemple, la conduite de telles méthodes en Suisse (Pfarrer *et al.* 2022) a permis d'identifier la présence de deux espèces cryptiques de macro-bivalves *Anodonta exulcerata* Porro, 1838 et *Unio elongatulus* C. Pfeiffer, 1825. Cette dernière est possiblement présente dans le Grand Est, dissimulée dans la variabilité morphologique d'*Unio tumidus* Philipsson, 1788 ou d'*Unio mancus* Lamarck, 1819. Le séquençage est aujourd'hui une opération de routine, relativement peu onéreuse, et les plateformes en ligne comme BOLD Systems (Barcode of Life Data System, [www.boldsystems.org](http://www.boldsystems.org)) et ASAP de Puillandre *et al.* (2021) (Assemble Species by Automatic Partitioning, <https://bioinfo.mnhn.fr/abi/public/asap/asapweb.html>) permettent d'obtenir rapidement des premières hypothèses (testables) d'identification à partir de quelques séquences.

Cependant, les problèmes de délimitation persistent notamment dans le groupe des hydrobies (Haase *et al.* 2017, Bichain *et al.* 2007, Richling *et al.* 2017). À titre d'exemple, Richling *et al.* (2017) montrent que les 14 taxons nominaux du genre *Bythiospeum* Bourguignat, 1882 présents dans l'est de la France, en Suisse et dans le sud-ouest de l'Allemagne appartiennent en réalité à 5 lignées moléculaires attribuables au rang d'espèce (Figure 3). Ces auteurs posent comme hypothèse qu'il n'y aurait que 3 espèces au lieu des 25 taxons nominaux listés dans la Liste rouge des mollusques menacées en Allemagne (Jungbluth & Knorre 2011). La conséquence n'est pas anodine, puisqu'il s'agirait d'un changement radical de vue sur l'extrême diversité du groupe et de leur enjeu de conservation. Leur conclusion est similaire à celle des autres études menées notamment sur le genre *Bythinella* Moquin-Tandon, 1855 (Bichain *et al.* 2007, Haase *et al.* 2007, Wilke *et al.* 2010).

La résolution des statuts taxonomiques relève de la recherche académique et non des sciences participatives. Toutefois, la récolte de spécimens, notamment sur les localités types, et leur dépôt dans une institution muséale est une première étape facilitatrice pour des études ultérieures. Sont concernés tous les taxons micro-endémiques de la région avec *Avenionia bourguignati* à Courtenot et de *Spiralix rayi* à Verrières dans le département de l'Aube, ainsi que *Belgrandia gfrast* dans le Haut-Rhin à Saint-Louis. La taxonomie ne doit pas être un frein à la conservation de ces taxons puisque les populations et/ou les habitats peuvent être également des clefs d'entrée pour des actions de gestion et de conservation.



**Figure 3**— Variabilité morphologique intra- et inter- spécifique dans le genre *Bythiospeum*

**A.** Coquilles récoltées dans la source de la Largue (Bas-Rhin) et attribuée traditionnellement à *Bythiospeum rhenanum* (Lais, 1935) [Photographies : J.-M. BICHAIN] ; **B.** Coquilles illustrées par Irchling *et al.* (2017) et appartiennent toutes au même clade, traité au rang d'espèce par ces auteurs, malgré les fortes différentes morphologiques.

#### 1.4 Recommandations pour réduire le déficit linnéen

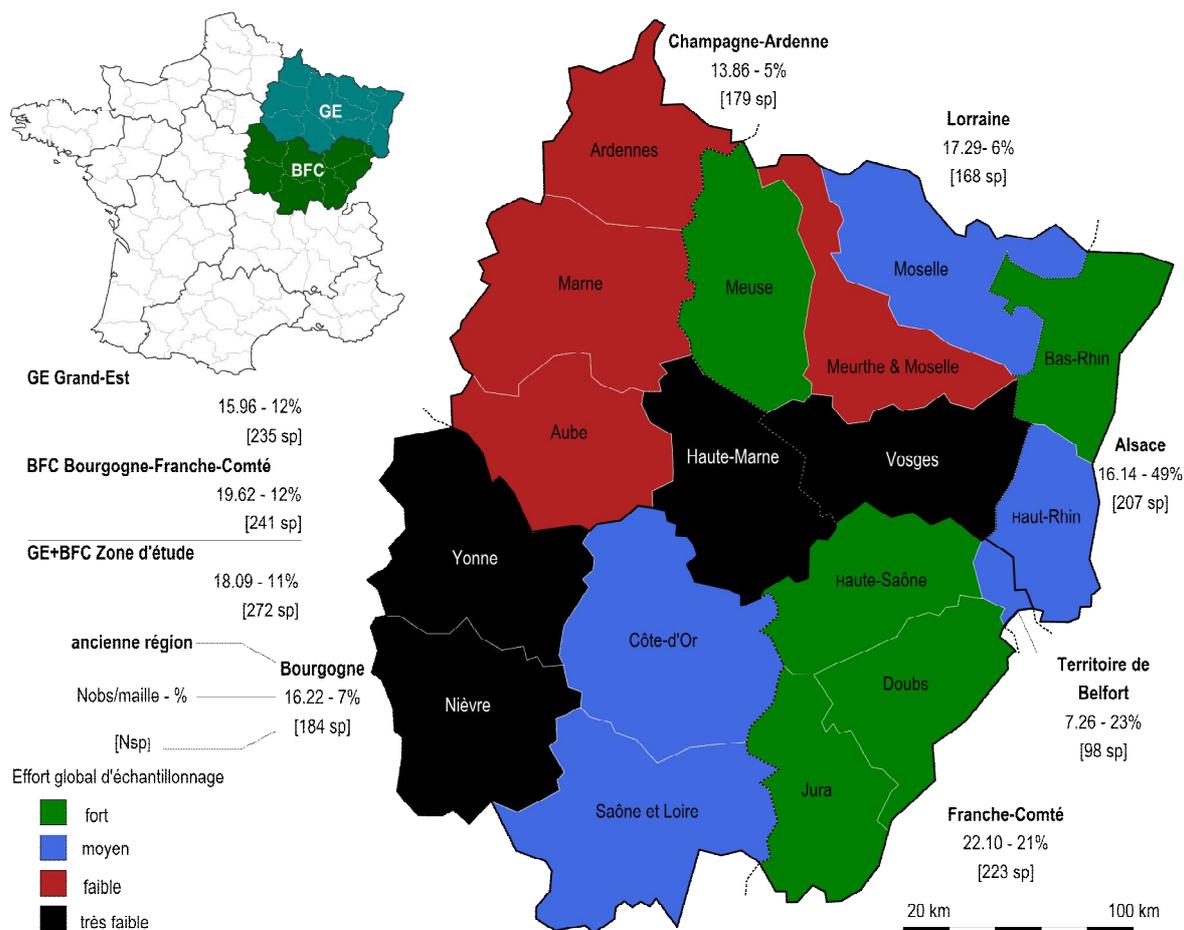
La taxonomie est le socle sur lequel se développent les connaissances sur la biodiversité. Les impacts croissants des changements globaux soulignent l'urgence de soutenir le développement des sciences intégratives et leur diffusion vers une communauté élargie et interdisciplinaire d'acteurs. Réduire le déficit linnéen à l'échelle régionale implique en premier lieu de lever le handicap sur les ressources scientifiques (i) en rendant disponible des référentiels taxonomiques actualisés (Axe 1, Action 03), (ii) de développer les formations, supports et outils pour l'identification des taxons afin d'accroître le niveau d'expertise (Axe 1, Actions 03 ; Axe 2, Action 04), (iii) de créer/développer/gérer la bancarisation des spécimens (collections d'Histoire naturelle) pour soutenir la recherche académique dans le cadre de taxonomie intégrative mais également permettre le retour aux spécimens pour la validation des données d'occurrence (Axe 1, Action 02) et (iv) d'élaborer des stratégies adaptées de conservation pour les taxons présentant des délimitations controversées et en particulier pour les espèces ciblées prioritairement par ce Plan Régional d'Actions (Axe 2, Action 08).

## 2. Répartition des espèces et le déficit de Wallace (ou wallacéen)

Le déficit de Wallace est nommé d'après Alfred Russel Wallace (1823-1913) et fait référence au déficit de connaissances sur la répartition géographique des espèces (Lomolino *et al.* 2004). En effet, la répartition globale des espèces, appartenant aux groupes hyper-diversifiés comme les invertébrés ou les mycètes, n'est documentée pour leur grande majorité que sur quelques localités, voire une seule (Cardoso *et al.* 2011). Outre la méconnaissance sur la répartition de ces espèces, une autre conséquence du déficit wallacéen est d'induire une évaluation faussée de la réelle biodiversité à différentes échelles spatiales. En d'autres termes, un inventaire taxonomique réalisé à un endroit donné fournira une vue largement biaisée en faveur des taxons les mieux documentés comme les vertébrés et les plantes à fleurs. Au-delà de cette interaction avec le déficit linnéen, il est admis que le déficit de Wallace est très directement lié à l'accumulation des effets des biais et handicaps taxonomiques, géographiques, d'échantillonnages et temporels (Bonnet *et al.* 2002, Clark & May 2002). En simplifiant, le principal effet de ces biais est d'impacter les représentations de la distribution des taxons, lesquelles peuvent davantage ressembler à celle des efforts de prospection qu'à leur répartition réelle (Hortal *et al.* 2007). Le fait que certaines régions soient mieux échantillonnées est inévitable, étant donné précisément les différences observées en ressources scientifiques et/ou d'accessibilité (Rodrigues *et al.* 2010). Par ailleurs, les données de distribution peuvent également varier de manière plus importante entre les différentes unités politiques/administratives qu'entre les différentes unités écologiques (Rodrigues *et al.* 2010, Meyer *et al.* 2015). Pourtant, la connaissance de la répartition est le préalable indispensable à tout exercice de conservation (Margules & Pressey 2000). En l'absence d'informations fiables et suffisantes concernant les lieux de vie des espèces, il devient difficile d'identifier lesquelles sont menacées et où concentrer les efforts de gestion conservatoire.

À titre d'exemple, et pour illustrer les seuls effets des biais taxonomiques, Troudet *et al.* (2017) montrent, à travers les 626 millions de données d'occurrence disponibles sur le GBIF (Global Biodiversity Information Facility, [http:// www.gbif.org](http://www.gbif.org)), que les bivalves ainsi que les gastéropodes continentaux présentent un déficit significatif de l'ordre de 4 à 6 millions de données par rapport à leur diversité spécifique. En d'autres termes, ce déficit représente l'écart avec un échantillonnage idéal qui serait proportionnel au nombre d'espèces. Comparativement, et en suivant cette même approche, ces auteurs montrent que les oiseaux présentent un excès de l'ordre de 350 millions de données d'occurrence. Cette préférence taxonomique se répercute également et nécessairement dans les programmes de conservation et à travers les outils réglementaires de protection des espèces (Donaldson *et al.* 2016, Mammides 2019, Eisenhauer *et al.* 2019, Mammola *et al.* 2020).

Concernant les biais géographiques, les efforts d'échantillonnage des mollusques aquatiques continentaux ont été fortement orientés vers les pays les plus "développés" pour lesquels les moyens déployés vers les sciences de la nature sont historiquement plus élevés. Par conséquent, l'Europe, l'Asie du Nord et l'Amérique du Nord sont les régions où la malacofaune aquatique est la mieux étudiée (Lopes-Lima *et al.* 2021). Néanmoins, le déficit de Wallace, à l'échelle de ces régions, persiste bien que les difficultés dans l'étude de leur distribution soient identifiées (Prié *et al.* 2020). En premier lieu, les difficultés persistent à cause de la nature même des écosystèmes aquatiques qui sont souvent difficiles d'accès en lien avec la turbidité, le courant ou la profondeur. En second lieu, la plupart de ces animaux, en particulier les bivalves, vivent enfouis et sont fréquemment recouverts d'algues ou de sédiments. Par ailleurs, problématique globale



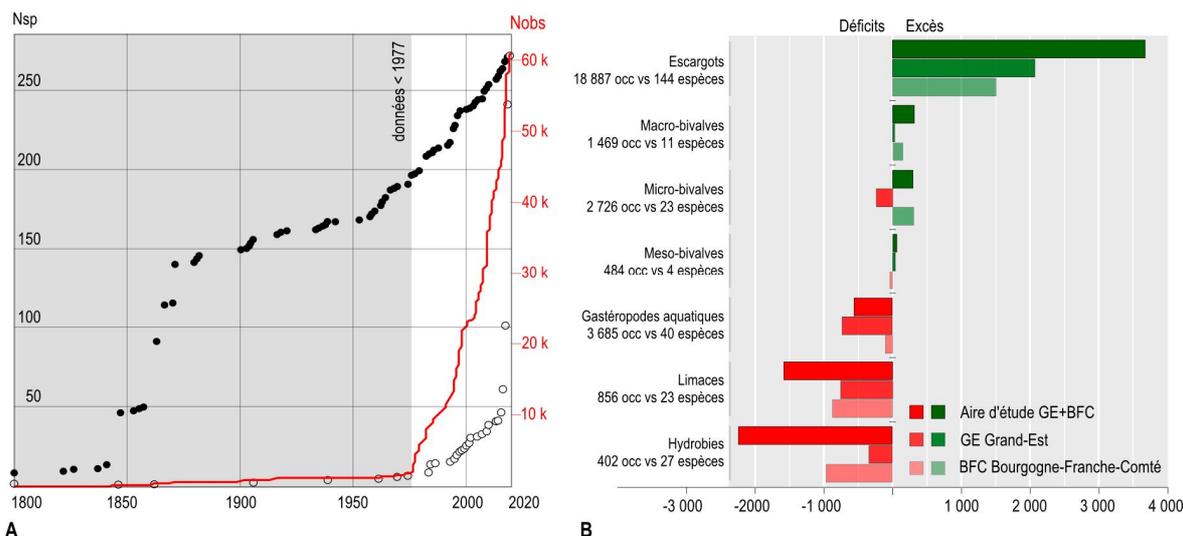
**Figure 4** – Biais géographiques dans les données d'observation et d'occurrences d'après Bichain *et al.* (2021)

Le code couleur indique les catégories d'effort global d'échantillonnage. Abréviations : *Nobs/maillage* = nombre moyen d'observations par maille ; % = nombre de mailles documentées par au moins une donnée d'observation rapporté au nombre total de mailles ; *Nsp* = nombre d'espèces d'après le jeu de données global.

du reste, certaines espèces sont très localisées et/ou peu abondantes, alors que d'autres sont de petites tailles avec des coquilles millimétriques. Pour toutes ces raisons, ces espèces sont souvent difficiles à détecter et à échantillonner dans leur milieu naturel.

L'ensemble de ces problématiques se retrouvent à l'échelle du Grand Est. La connaissance sur la distribution des mollusques repose sur environ 40 000 données d'occurrence (Bichain *et al.* 2023) dont environ près de 12 000 concernent les espèces aquatiques (6 000 pour les 41 espèces de bivalves et 6 000 pour les 46 espèces de gastéropodes). À titre de comparaison, les données ciblées sur les oiseaux en Alsace est de l'ordre de deux millions pour un nombre de taxons sensiblement équivalent aux mollusques. Avec un volume d'accrétion d'au plus 5 000 données par an (pic de l'année 2021), il faudrait encore quatre siècles pour arriver au niveau actuel d'information concernant sur les oiseaux.

Bichain *et al.* (2021) montrent que ce déficit de connaissances sur la répartition des mollusques dans le grand quart nord-est ne permet pas d'évaluer et/ou de prioriser les besoins de conservation à l'échelle régionale pour près d'une espèce sur deux. Ces auteurs montrent également que certains départements présentent des déficits significatifs en observations (Vosges et Haute-Marne), et pour lesquels il faudrait



**Figure 5** – Nombre de données et biais taxonomiques dans les données d'occurrence dans le quart nord-est de la France d'après Bichain *et al.* (2021)

**A. Courbe d'accumulation du nombre d'espèces et des données d'observation** : les points noirs indiquent le nombre cumulé d'espèces en fonction de la première mention d'observation, les points blancs indiquent le nombre cumulé d'espèces en fonction de la dernière mention d'observation. En rouge le nombre cumulé de données d'observations Nobs. La zone grisée indique les données d'observation antérieures à 1977 qui ne sont pas prises en compte dans le jeu de données finale ; **B. Biais taxonomiques** : la ligne verticale  $x = 0$  donne le nombre idéal d'occurrences par partition taxonomique quand chaque partition est échantillonnée proportionnellement à son nombre d'espèces. Les barres en rouge et en vert montrent respectivement les partitions qui sont sur- ou sous-représentées par rapport à leur échantillonnage idéal.

doubler voire tripler l'effort d'observation actuel pour obtenir des niveaux comparables avec les territoires les mieux étudiés (Bas-Rhin et Haut-Rhin) (Figure 4). Par ailleurs, leur jeu de données régional est marqué par une proportion élevée de données opportunistes, lesquelles sont moins informatives que les observations issues d'inventaires standardisés et limitent l'exploitation pertinente des données spatiales (Robertson *et al.* 2010). Leurs résultats soulignent également que les différents groupes taxonomiques ne sont pas étudiés proportionnellement à leur nombre d'espèces. Les gastéropodes aquatiques et les bivalves présentent en effet des déficits globaux d'observations par rapport aux taxons terrestres notamment. Enfin, certaines espèces qui ont un double statut de protection nationale et européenne présentent un excès d'observations comme la Mulette épaisse, *Unio crassus* Philipsson, 1788, qui comptabilise à elle seule près d'un tiers du nombre total d'occurrences enregistré pour les macro-bivalves (Figure 5).

Il est largement admis que pour surmonter le déficit de Wallace, il est nécessaire de (i) renforcer les programmes d'inventaires taxonomiques régionaux, si possible en utilisant des protocoles et méthodes adéquats, standardisés et optimisés, (ii) rendre accessible ces données, à travers des plateformes de partage des données comme le GBIF ou le SINP, et (iii) dérouler également des approches de cartographie prédictive sur la base de modélisations de distribution des espèces (SDM, *Species Distribution Model*) afin d'atténuer les lacunes structurelles d'information liées aux différents biais (Elith *et al.* 2006, Hernández *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2006). Nous détaillons ci-après ces trois grands axes de réflexion.

## 2.1 Inventaires taxonomiques

Le premier axe qu'il conviendrait de développer est centré sur l'élaboration d'une stratégie raisonnée pour soutenir et développer des programmes d'inventaire, ce qui nécessite (i) d'identifier et adopter les

standards méthodologiques existants (par exemple [Lamand & Beisel 2014](#) ou [Cummings et al. 2016](#)) et (ii) de former des collaborateurs pour les mener, mais également (iii) d'identifier et de prioriser les taxons et les zones/habitats considérés comme sous-échantillonnés et/ou à enjeux de conservation ([Bichain et al. 2021](#)).

**Cadres méthodologiques existants :** En raison de la grande variété d'habitats occupés par les escargots et les bivalves aquatiques, il n'existe pas de méthode d'échantillonnage unique et applicable à toutes les espèces. [Cummings et al. \(2016\)](#) proposent une série de recommandations pour mener ces inventaires de mollusques d'eau douce dans les cinq grands habitats reconnus (grandes rivières, rivières moyennes et ruisseaux, lacs, zones humides, sources et milieux souterrains) et qui prennent en compte objectifs et ressources disponibles. Ces auteurs classent les méthodes d'échantillonnages en deux grandes catégories, qualitatives et quantitatives. Si l'objectif principal d'une étude est de dresser un inventaire des espèces ou de détecter des taxons rares ou menacés, une étude qualitative est suffisante. Cependant, lorsque des estimations de densité de population ou de structure d'âges sont nécessaires, des approches quantitatives doivent être utilisées (cf. [Parte I, Chapitre 3, déficit de Preston](#)). Pour des évaluations "rapides" (notion de *Rapid Biodiversity Assessment*) de l'alpha-diversité, [Cummings et al. \(2016\)](#) recommandent une approche en trois étapes. La première étape consiste en une "enquête de reconnaissance" afin d'estimer en première approche la présence et la distribution spatiale des mollusques sur un site donné, mais également d'évaluer la diversité des habitats (radiers, fosses, eaux stagnantes, etc.) et des substrats présents (boue, sable, rochers, végétation, etc.). [Lopes-Lima et al. \(2021\)](#) recommandent d'y inclure également des enquêtes de proximité auprès des habitants, démarches nommées LEK ou TEK (*Local* ou *Traditional Ecological Knowledge*), qui peuvent fournir des sources précieuses, et peu coûteuses d'informations sur la présence/absence de certaines espèces remarquables comme les grands bivalves. Ces informations peuvent être importantes dans le cadre de plan de réintroduction d'espèces/populations éteintes comme pour la Mulette perlière, *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758) ([Sousa et al. 2020](#)). La seconde étape consiste en une recherche chronométrée des espèces les plus "grosses" et donc les plus détectables. La zone à investiguer dépend des habitats présents, mais d'après [Cummings et al. \(2016\)](#) une longueur de 100 à 300 m de linéaire est une règle empirique acceptable. Alternativement, [Lamand & Beisel \(2014\)](#) recommandent pour une détection de la quasi-totalité des taxons d'Unionidés d'appliquer les recherches sur au plus trois tronçons distincts, la longueur de chacun équivalant à sept fois la largeur plein bord de la rivière.

En fonction des conditions de terrain, diverses méthodes de recherche peuvent être utilisées (aquascope, recherche tactile, plongée, etc.) sur une période d'au moins 4 heures-personne. Idéalement, les spécimens récoltés doivent être placés, au fur et à mesure qu'ils sont collectés, dans des sacs de prélèvements séparés à chaque intervalle d'une heure-personne, et ce, afin d'estimer la complétude de l'effort d'échantillonnage sur la base de courbes d'accumulation des espèces. Pour une équipe de 4 personnes, il est donc nécessaire de changer les sacs de prélèvements toutes les 15 minutes. Les durées de recherche peuvent donc être ajustées à la suite de l'analyse des courbes d'accumulation afin de garantir que la majorité des espèces aient bien été collectées, c.-à-d. lors de l'inflexion de la courbe. Par ailleurs, des méthodes affines permettent également d'évaluer le nombre total d'espèces potentiellement présentes à partir de plusieurs estimateurs, tel que Chao1, Chao2, ICE, ACE ou Jackknife ([Chao et al. 2014](#)).

La troisième étape consiste en une recherche chronométrée des spécimens les plus petits (taille inférieure à 2 cm). Pour cette étape, il convient de réaliser des prélèvements, pendant au moins une période de 2 heures-personnes, dans chaque type d'habitat et de micro-habitat. Les prélèvements de sédiments et/ou de végétations peuvent être réalisés à l'aide de filets de type Surber ou Troubleau à mailles fines (< 1 mm).

Les petites passoirs de cuisine peuvent constituer des alternatives bon marché et efficaces. Les prélèvements sont conditionnés et conservés afin d'être analysés ultérieurement.

Les trois étapes décrites ci-dessus permettent de répondre aux objectifs d'inventaires centrés sur l'estimation de l'alpha-diversité et de présence/absence des espèces. Cependant, les recherches chronométrées ont malgré tout tendance "à manquer" les individus de petite taille et/ou enfouis dans le sédiment (Cummings *et al.* 2016). En conséquence, elles peuvent fournir des estimations biaisées sur la présence des espèces les plus petites, l'abondance des différentes espèces et des classes de taille/d'âge au sein d'une même population. C'est pourquoi une étape supplémentaire consiste en des échantillonnages plus extensifs qui n'éliminent pas les biais mais améliorent la précision des comptages, ce qui permet de faire des comparaisons entre sites et des estimations d'abondance de population ou sur d'autres paramètres démographiques (cf. chapitre suivant).

Cependant, si l'objectif est d'évaluer la diversité régionale des mollusques, il est souvent plus efficace d'étudier un plus grand nombre de sites d'échantillonnages, de manière moins intensive, que de passer beaucoup de temps sur un nombre limité de sites (Mackenzie & Royle 2005).

En complément de ces inventaires traditionnels, un certain nombre de méthodes innovantes sont désormais disponibles et peuvent être utilisées pour maximiser le nombre d'espèces "capturées". Par exemple, l'utilisation de véhicules télécommandés (*Remote Operated Vehicles* ou ROV) équipés d'une caméra pour les recherches visuelles dans les lacs et les grandes rivières en eaux profondes (Karatayev *et al.* 2018) ou de sonar pour détecter les agrégats de macro-bivalves (Powers *et al.* 2015). Enfin, l'utilisation de techniques de méta-barcoding à partir d'échantillons d'eau contenant de l'ADN environnemental présente un fort potentiel dans le cadre des inventaires taxonomiques (Goldberg *et al.* 2013, Stoeckle *et al.* 2016, Currier *et al.* 2018, Dysthe *et al.* 2018, Prié *et al.* 2020, Prié *et al.* 2023, Bichain *et al.* 2023) malgré les limites actuelles de cette approche (Barnes & Turner 2016). Pour exemple, les différentes campagnes d'ADNe menées dans la région Grand Est sur 151 sites ont permis de fournir un nouvel éclairage sur la répartition des bivalves avec un total d'environ 1 500 données d'occurrences pour 35 espèces (période 2020-2022), soit 14 données d'occurrence par an et par espèce *versus* 4 200 données traditionnelles pour 38 espèces (période 1800-2022) soit 0,5 données d'occurrence par an et par espèce. En d'autres termes, la complétude de l'ADNe est ici de 85% (des 41 espèces aujourd'hui connues) avec une vitesse d'exécution de l'ordre de 28 fois supérieure à celle d'une approche traditionnelle. Par ailleurs, la répartition régionale de certains macro-bivalves comme *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835), *Unio mancus* Lamarck, 1819 ou *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798) est aujourd'hui majoritairement soutenue par les données ADNe (Lamand 2022). D'autres ne sont connues actuellement que par détection ADNe comme le micro-bivalve *Euglesa interstitialis* (Bössneck, Groh & Richling, 2020). Enfin, la disparition de la Grande Mulette *Pseudunio auricularius* (Spengler, 1793) de la rivière Aube semble également confirmée par cette approche (Lamand 2022).

L'ensemble de ces résultats est comparable à ceux obtenus à l'échelle du territoire métropolitain par Prié *et al.* (2020) avec la détection de 90% des bivalves de la malacofaune de France, à travers seulement 302 sites de prélèvement, sur la seule période 2015-2019.

Par ailleurs, les détections ciblées sur une seule espèce peuvent être pertinentes comme dans le cas de la Planorbe naine, *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834), espèce catégorisée comme Quasi menacée [NT] et En danger critique [CR] respectivement dans les Listes rouges française (UICN comité français, OFB & MNHN 2021) et de la région Grand Est (ODONAT Grand Est 2023) et par ailleurs inscrite à la Directive européenne



**Figure 6** – La Mulette perlière dans les Vosges

**A.** Les recherches visuelles ont permis de localiser deux individus sur le bassin versant de la Vologne ; **B.** Vue subaquatique d'un des derniers spécimens de Mulette perlière dans les Vosges ; **C.** La détection des individus reste difficile, ici un spécimen dans le faisceau lumineux ; **D.** La détection par ADNe semble indiquer la présence d'autres individus sur la Vologne. [Photographies : J.-M. BICHAIN pour A., C. et D. ; Julien KAUFMANN pour B.]

Habitats-Faune-Flore ainsi que dans l'article 2 de l'arrêté ministériel du 23 avril 2007 listant les espèces de mollusques protégées au niveau national. Cette espèce de très petite taille est peu détectable sur le terrain. Or la campagne ADNe menée en 2022, pour une quarantaine de stations dans le secteur alluvial Rhin-Ried-Bruch dans le Bas-Rhin, a permis de détecter l'espèce sur neuf d'entre elles (SHNEC 2022). Près de trente individus ont été ultérieurement récoltés vivants sur l'une de ces stations à proximité de la RNN du Delta de la Sauer, confirmant ainsi la détection ADNe. Il s'agit de la première observation de l'espèce depuis près de 40 ans en Alsace et, à notre connaissance dans le Grand Est, malgré des recherches spécifiques (traditionnelles) menées ces dernières années (Cucherat 2020, SHNEC 2020). De la même manière, plusieurs campagnes ADNe (OFB, DREAL et SHNEC) conduites sur l'aval de la Vologne dans les Vosges ont permis de détecter une possible poche résiduelle d'individus de la très sensible Mulette perlière, *Margaritifera margaritifera*. Cependant, les individus concernés n'ont pas été encore trouvés, malgré plusieurs sessions de recherche subaquatique (Figure 6).

Ces deux exemples, Planorbe naine et Mulette perlière, démontrent la puissance des approches ADNe dans la détection des espèces. Toutefois, les actions de recherche traditionnelle devront être menées en complément et *a posteriori* afin d'évaluer (i) la réalité de ces détections moléculaires et (ii) la localisation précise des populations/individus concernés.

En accord avec Prié *et al.* (2020), au-delà du fort taux de détection positive, les approches d'ADNe présentent également de multiples avantages. Il s'agit d'une technique (i) non intrusive pour les milieux et les

populations, (ii) qui limitent la propagation d'agents pathogènes comme la chytridiomycose des amphibiens (*Batrachochytrium dendrobatidis* Powell, 2007) ou la peste des écrevisses (*Aphanomyces astaci* Schikora, 1906), (iii) qui réduit la prise de risque pour les opérateurs lors des prospections dans les cours d'eau, mais aussi (iv) qui est facilement appropriable et applicable par les non-spécialistes tels que les techniciens de rivière.

Cependant, en l'état actuel du développement de cette technique, l'ADNe ne permet ni de fournir d'information (encore fiable) sur l'abondance/taille des populations (combien d'individus ?), ni sur leur localisation précise (où sont-ils ?). Ces approches doivent être considérées comme un préalable aux approches traditionnelles qui restent indispensables pour réaliser l'inventaire du vivant et dans l'application des mesures de conservation et/ou de gestion.

**Les contributions des non-experts et l'apport des sciences citoyennes :** Le temps consacré aux approches de terrain, et notamment à travers les méthodes traditionnelles, peut être optimisé mais le temps minimum pour ce faire reste conséquemment long. Un seul site peut nécessiter plusieurs heures de prélèvements/observations avec plusieurs opérateurs (cf. *supra*) alors que le temps consacré à l'analyse/traitement des prélèvements, incluant tris, détermination, conditionnement des échantillons et saisie des données, peut prendre deux à trois fois plus de temps. En d'autres termes, une journée de terrain implique souvent deux-trois journées de post-traitement.

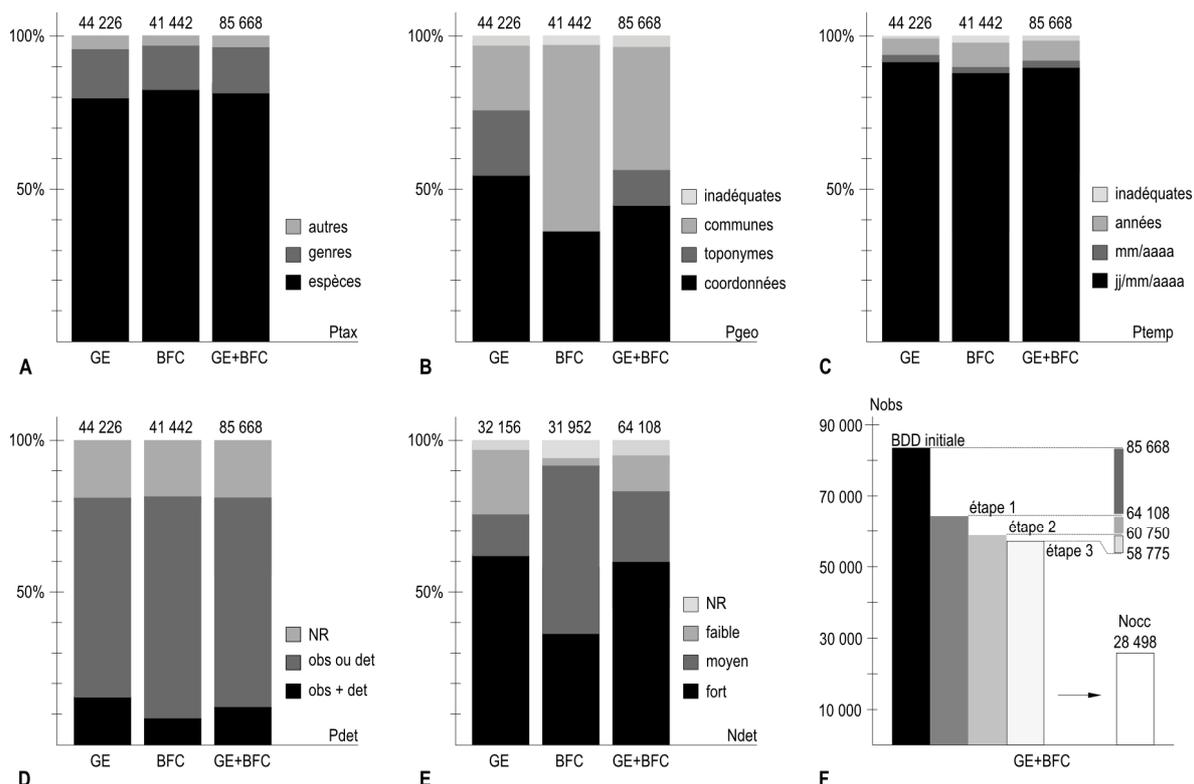
L'implication de collaborateurs est donc un enjeu primordial afin d'augmenter significativement la force de frappe d'investigation. La formation continue des acteurs de la conservation et le développement des sciences citoyennes dans ce domaine d'activité constituent donc des enjeux fondamentaux. En effet, les sciences citoyennes sont de plus en plus considérées comme un complément significatif et indispensable à la recherche académique dédiée à la biodiversité. [Groom et al. \(2016\)](#) estiment que 60% des données d'observation du système mondial d'informations sur la biodiversité (GBIF) proviennent de programmes de science participative, alors que [Chandler et al. \(2017\)](#) montrent que les données collaboratives sont majoritaires pour renseigner certaines variables essentielles de la biodiversité ([Pereira et al. 2013](#)) comme la répartition des espèces, l'abondance ou les changements démographiques des populations. Par ailleurs, [Kosmala et al. \(2016\)](#) montrent que la qualité des données produites dans le cadre de programmes participatifs peut être, en fonction de la difficulté de la tâche et de l'expérience des participants, comparable à celle des données produites par les professionnels. Sans rentrer dans les nombreux recoins de ce champ de réflexion en plein essor, et d'après [Frigerio et al. \(2021\)](#), la réussite de tels programmes repose sur (i) des projets collaboratifs qui répondent aux besoins des volontaires de devenir des participants plus intégrés à l'ensemble des processus de la recherche scientifique, (ii) une offre de formation continue aux bénévoles (et aux scientifiques) afin de développer un état d'esprit qui conduise à des approches scientifiques rigoureuses et à des questionnements pertinents, (iii) le développement des capacités de recherche et de communication intégrative et interdisciplinaires et (iv) la valorisation et reconnaissance des scientifiques qui sont ouverts à ce type de coopération avec les bénévoles. Si un tel prérequis semble ambitieux, et dépasse largement le cadre général des objectifs de ce travail, il offre des points d'entrée intéressants dans la conception d'une offre de formation en malacologie, et dans les sciences naturelles de manière plus large. Des formations adressées dans l'unique objectif de grossir les rangs d'une cohorte d'opérateurs n'est pas un objectif compatible avec la notion de sciences citoyennes, puisque celle-ci repose sur un échange équilibré et co-construit entre les parties.

En attente de l'élaboration d'un tel programme de formation, la traduction en langue française et la diffusion des méthodologies existantes d'inventaire (par exemple la méthodologie de [Cummings et al. 2016](#)) peuvent au moins favoriser l'émergence d'un cadre standardisé de travail. La mise à disposition d'outils numériques afin de faciliter et de cadrer le flux des opérations afférents au travail de terrain (conditionnement des échantillons, tri, détermination, gestion et conservation des spécimens) est également possible à moindre coût.

**Identification des priorités d'échantillonnage** : Le déficit wallacéen peut mener à des évaluations erronées du statut de conservation des espèces. Cette réalité impose donc d'identifier les taxons, ainsi que les zones/habitats, à enjeux prioritaires de conservation par des méthodes qui prennent en compte les déficits de connaissances ([Gauthier et al. 2010](#), [Le Berre et al. 2019](#), [Bichain et al. 2021](#)). L'exercice mené par [Bichain et al. \(2021\)](#), pour prioriser les enjeux de conservation des mollusques régionaux, permet de proposer les bases pour une stratégie régionale en séparant les réels enjeux de conservation des enjeux d'amélioration des connaissances, notamment de distribution. Ces auteurs proposent notamment des actions compensatoires au déficit de wallace (action B1 dans [Bichain et al. 2021](#)) prioritairement pour ces espèces qui présentent, en l'état des connaissances, un risque élevé d'extinction globale (espèce endémique) ou régionale. C'est le cas de la Limnée cristalline *Myxas glutinosa* (O. F. Müller, 1774) (Lymnaeidae) considérée comme le plus rare des gastéropodes pulmonés européens d'eau douce et par ailleurs menacé sur la plupart de son aire de répartition ([Vinarski et al. 2013](#)). En France, [Mouthon & Vimpère \(2014\)](#) estiment que l'espèce a régressé massivement au cours de la seconde moitié du 20<sup>e</sup> siècle. Les données les plus récentes indiquent que la Limnée cristalline est formellement présente sur le territoire métropolitain uniquement dans la rivière Eure ([Cucherat & Philippe 2015](#)) ainsi que dans un marais du département du Pas-de-Calais ([Cucherat 2023](#)). Elle est catégorisée En danger (EN) dans la Liste rouge française ([UICN comité français, OFB & MNHN 2021](#)) et En danger critique (CR) à l'échelle de la région Grand Est ([ODONAT Grand Est 2023](#)). [Bichain et al. \(2021\)](#) l'ont catégorisé comme P2, c.-à-d. présentant un risque élevé d'extinction à l'échelle du quart nord-est de la France. Or, une série d'échantillonnages dédiée à la recherche de l'espèce dans la rivière Aube dans le Grand Est ([Bichain & Ryelandt 2023](#)), sur l'une de ses localités historiques de présence ([Mouthon 1979](#), [CEMAGREF 1987](#)), a permis l'observation d'une cinquantaine d'individus vivants, et ce, près de 30 ans après la dernière citation de l'espèce sur cette localité précisément. Cet exemple permet d'illustrer qu'un échantillonnage spécifique, mené sur des stations anciennes d'un taxon catégorisé comme hautement prioritaire en termes d'enjeux de conservation mais qui ne bénéficie d'aucune couverture réglementaire, peut améliorer significativement l'état des connaissances voire permettre la redécouverte d'espèce suspectée éteinte à l'échelle locale. Le travail de [Bichain & Ryelandt \(2023\)](#) doit réactiver l'intérêt pour la Limnée cristalline en engageant des recherches plus extensives, traditionnelles ou ADNe, sur l'ensemble de cette zone.

## 2.2 Gestion des données d'occurrence

La question de la gestion des données d'occurrence à travers les bases de données en ligne est le second point sensible du déficit de Wallace. Gérées de manière adaptée par des experts, ces plateformes permettent de générer rapidement des listes d'espèces, atlas et cartes de répartition à diverses échelles tant temporelles que géographiques. Or, outre les problématiques d'absence de programme d'inventaire standardisé (cf. *supra*) et dans leur état actuel, ces bases de données peuvent se révéler peu fiables en



**Figure 7** – Précision et répartition des informations dans la base de données initiale pour le quart nord-est de la France d'après Bichain *et al.* (2021)

**A.** Précision taxonomiques au rang de l'espèce, du genre ou supra-générique pour autres ; **B.** Précision géographique aux coordonnées, au toponyme à la commune ou région pour inadéquates ; **C.** Précision temporelle au jour/mois/année, mois/année, année ou sans information de date pour inadéquates ; **D.** Précision de la mention du déterminateur et/ou du récolteur et non renseignée NR ; **E.** Proportion des niveaux d'expertise de faible à fort ou NR non renseigné ; **F.** Synthèse des volumes de données supprimés à chaque étape de traitement. **N<sub>obs</sub>** = Nombre de données d'observation, **N<sub>occ</sub>** = Nombre de données d'occurrences.

raison du manque de précision (taxonomique, géographique, temporelle) des données implémentées (Rondinini *et al.* 2006) et/ou d'un niveau élevé d'erreurs/d'incertitudes d'identification. Se rajoute également l'épineux problème de la gestion d'un flux continu de données provenant d'un large spectre de contributeurs et/ou de multiples sources.

Pour exemple, les 40 000 données malacologiques pour la région Grand Est sont concaténées à partir d'au moins neuf plateformes : INPN, Faune-Alsace, Faune-Lorraine et Faune-Champagne-Ardenne, des bases de données de la Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar, de l'Office français de la Biodiversité (OFB), des différents Conservatoires des Espaces Naturels (CEN) et marginalement de l'Eurométropole de Strasbourg. Les données proviennent de la littérature ancienne ou récente, des collections d'Histoire naturelle (Muséum national d'Histoire naturelle, Musée Zoologique de Strasbourg, Musée d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar), des études d'expertises mandatées par la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) ou par l'Agence de l'eau.

Bichain *et al.* (2021) montrent que l'imprécision taxonomique (détermination au rang du genre ou au-dessus) a pour conséquence d'écarter près de 20% des données du corpus initial d'informations, c.-à-d. la plus grande part de l'imprécision au sens large qui au total atteint 30% et qui inclut également les imprécisions géographiques, d'identité de l'observateur et temporelles (Figure 7).

Par ailleurs, la très grande majorité des données restantes n'a pas été validée formellement par un tiers et leur fiabilité taxonomique doit être légitimement questionnée. Or, la fiabilité des données primaires, c.-à-d. la fiabilité de l'application d'un nom sur un, ou à un, ensemble de spécimens, est un problème majeur qu'il convient de résoudre rapidement au regard de la vitesse d'accrétion des nouvelles informations numériques (Kelling *et al.* 2009, Schilthuizen *et al.* 2015, Joppa *et al.* 2016). En effet, la donnée numérique seule, associée ou non à une photographie, a désormais tendance à remplacer la récolte et la conservation de spécimen(s) qui soutien(nen)t la détermination (Gaiji *et al.* 2013). Troudet *et al.* (2018) montrent que sur l'ensemble de la base de données internationale du GBIF, sur la période de 1970 à 2016, les données primaires fondées sur des spécimens collectés passent en moyenne de 68% à 18%. Cette tendance est également observée pour les gastéropodes et les bivalves (Troudet *et al.* 2018). Evidemment, les données d'observation seules, c.-à-d. non liées à un spécimen, sont enregistrées et partagées plus rapidement et les informations sur la biodiversité s'accumulent conséquemment à une vitesse sans précédent (Kitchin 2014). Cependant, la dématérialisation de la donnée primaire offre peu de possibilité de questionner *a posteriori* la validité de la détermination enregistrée et d'évaluer conséquemment le taux d'erreur d'identification dans un corpus d'observations donné. Or, ce taux d'erreur peut atteindre 50% comme cela a été mis en évidence pour les herbiers tropicaux conservés dans les collections institutionnelles (Goodwin *et al.* 2015). Dans le cadre de divers projets de science collaborative impliquant des non-professionnels (Kosmala *et al.* 2016), ce taux peut être plus faible, entre 5% et 35%, mais pour des espèces animales dites "faciles à reconnaître" appartenant à des groupes à forte préférence sociétale comme les oiseaux ou les mammifères (Troudet *et al.* 2017) et pour des aires géographiques bien connues/documentées. Même si des filtres sont mis en place, pour un traitement automatique des données saisies, de manière à limiter la diffusion d'informations erronées sur les portails publics, ils ne permettent pas de pallier l'absence de spécimens de référence. Les applications de reconnaissance automatique d'images d'espèces basées sur l'intelligence artificielle qui alimentent directement les bases de données de distribution augmentent également la fiabilité des identifications d'espèces. Ces applications ont déjà été utilisées avec succès pour l'identification d'autres groupes d'invertébrés (Schermer & Hogeweg 2018) et pourraient également être développées pour les mollusques (Lopes-Lima *et al.* 2021).

Ce point souligne de nouveau l'importance des collections institutionnelles d'Histoire naturelle qui peuvent être des lieux de dépôts clairement identifiés à l'échelle régionale. Pour exemple, le retour aux collections a permis à Kořínková *et al.* (2008) de vérifier et d'amender les déterminations du micro-bivalve *Sphaerium nucleus* (Studer, 1820), espèce revalidée (Korniushin 2001) et morphologiquement proche de *Sphaerium corneum* (Linnaeus, 1758), et de proposer une répartition actualisée sur le territoire de la République Tchèque. Ce cas illustre l'interaction entre déficit linnéen et wallacéen et le rôle que les collections peuvent jouer dans la résolution des problèmes.

D'autre part, les spécimens récoltés lors des inventaires provenant d'études, ou de programmes mandatés par les institutions publiques régionales ou nationales, devraient également être obligatoirement déposés dans ces collections et leurs données afférentes dans les bases de données en ligne. Par ailleurs, la numérisation des informations existantes provenant des collections d'Histoire naturelle, qui peuvent contenir de nombreuses occurrences de mollusques au cours des deux derniers siècles, est également une action crédible visant à réduire le déficit de Wallace.

Lopes-Lima *et al.* (2021) soulignent également l'absence de grande base de données spécifique dédiée aux mollusques et questionnent la pertinence des plateformes généralistes peu ou pas interconnectées avec

d'autres bases de données spécialisées comme MolluscaBase (pour la taxonomie), GenBank ou Bold (pour les données moléculaires) et le GBIF (données géographiques) et dont la maintenance et la validation des données peuvent rester "confidentielles". [Lopes-Lima et al. \(2021\)](#) recommandent donc le développement de bases de données spécialisées dynamiques, reliées les unes aux autres, afin de permettre les changements en temps réel et de faciliter l'élimination des erreurs existantes. Actuellement, la *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar* gère une base de données, nommée MYXAS, consacrée aux mollusques à l'échelle du Grand Est ainsi que l'Office Français de la Biodiversité (OFB) qui renseigne une base de données consacrée aux mollusques aquatiques.

Cette initiative doit être soutenue afin de mieux gérer les flux d'informations entre les diverses plateformes et/ou contributeurs mais aussi vers les organismes qui en font la demande pour une meilleure prise en compte des espèces. Sa gestion, outre la vérification/validation des données, doit également inclure la question du reversement des informations vers des bases agrégatives plus importantes (SINP par exemple) tout en évitant l'accrétion de doublons ou l'empilement de données modifiées et/ou erronées.

### 2.3 Cartographie prédictive des taxons

Les difficultés, précédemment discutées, liées à l'estimation des distributions des espèces dans l'espace et le temps peuvent être surmontées en utilisant des approches de modélisation de niche écologique ou de distribution des espèces (SMD - *Species Model Distribution*) ([Guisan & Thuiller 2005](#)). Ces cartographies prédictives sont de plus en plus utilisées à des fins de conservation pour les mollusques aquatiques continentaux en raison du volume croissant des occurrences géo-référencées d'espèces et de corpus de variables environnementales comme les données climatiques (WorldClim par exemple) ou d'occupation des sols. Ces modèles ont été utilisés pour prédire la dynamique d'expansion de certains mollusques aquatiques invasifs ([Byers et al. 2013](#), [Bosso et al. 2017](#), [Gama et al. 2017](#)) et leur impact sur les espèces indigènes ([Gallardo et al. 2018](#)). Elles ont également été utilisées pour estimer les variations temporelles et spatiales d'aire de répartition d'espèces menacées afin d'identifier des zones putatives de réintroduction ([Wilson et al. 2011](#), [Prié et al. 2014](#), [Campbell & Hilderbrand 2017](#)).

Or, pour les raisons d'imprécisions ou d'erreurs de détermination évoquées ci-dessus, les données enregistrées dans les bases de données actuelles doivent faire l'objet d'un "contrôle qualité" préalable, quand cela est possible, avant d'être injectées dans les exercices de modélisation ([Lopes-Lima et al. 2021](#)). En outre, les biais d'échantillonnages peuvent également fortement affecter les résultats fournis par ces algorithmes ([Fourcade et al. 2014](#)). Bien qu'il existe un certain nombre de méthodes de correction, il n'existe pas de ligne directrice consensuelle pour en tenir compte. [Fourcade et al. \(2014\)](#) montrent par exemple que les méthodes de corrections varient considérablement en fonction du type de biais, de leur intensité et des espèces. Toutefois, le ré-échantillonnage aléatoire et homogène, d'un corpus initial de données biaisé, semble fournir les prédictions les plus performantes à travers les différentes corrections testées par ces auteurs. Si ce sous-échantillonnage réduit l'agrégation spatiale des occurrences, il ne corrige pas pour autant le manque de données dû à un trop faible effort d'échantillonnage.

[Støa et al. \(2019\)](#) ont obtenu des modèles de répartition non aléatoires avec moins de 10-15 observations de présence. Par conséquent, même des ensembles de données éparses peuvent être utiles dans les approches prédictives. La connaissance du nombre minimum de données de présence nécessaire pour obtenir des hypothèses fiables et interprétables est donc d'une importance fondamentale.

La rareté des données de présence reste donc un obstacle majeur et récurrent à la modélisation de la répartition des espèces. L'utilisation de ces modèles prédictifs de distribution présente certes des limites et des problèmes d'interprétation, ils peuvent néanmoins servir de support pour (i) fournir des stratégies raisonnées d'échantillonnage à l'échelle régionale, (ii) mieux comprendre les problématiques d'extrême limite de répartition et (iii) évaluer les effets des changements climatiques.

En effet, l'utilisation de cartes putatives de répartition pour guider les investigations sur le terrain est de plus en plus répandue. Cette approche est particulièrement utilisée pour les espèces mal connues et/ou cryptiques afin de mieux évaluer leur distribution. L'un des aspects les plus intéressants est que les prédictions peuvent être validées, ou non, par des données obtenues ultérieurement sur le terrain (Fois *et al.* 2018).

Par ailleurs, les simulations de répartition peuvent également être utilisées dans le cas des espèces en limite d'aire de répartition pour lesquelles les populations sont souvent inféodées à des environnements sous-optimaux distincts du reste de l'aire de répartition globale. Cependant, Vale *et al.* (2014) indiquent que pour prédire, de manière plus robuste, les zones de présence au niveau des marges de distribution, il est préférable d'utiliser des modèles régionaux avec des données précises plutôt que des modèles plus larges utilisant des données éparées.

Enfin, depuis l'émergence des différents scénarios climatiques, par le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC), de nombreuses études ont extrapolé leurs impacts probables sur la distribution des espèces (Guisan & Thuiller 2005). Bien que des questions majeures subsistent concernant l'application de ces modèles prédictifs, ils représentent actuellement l'un des seuls outils permettant d'évaluer les impacts des changements climatiques pour les espèces. Pour exemple, la distribution et l'abondance de la Mulette perlière ont considérablement diminué dans toute l'Europe au cours du siècle dernier et les causes de ce processus d'extinction à grande échelle ne sont pas complètement établies. Bolotov *et al.* (2018) montrent, à partir d'une étude réalisée sur des échantillons historiques et actuels provenant de 50 rivières à travers six pays d'Europe, que la convexité des valves peut être considérée comme un indicateur du réchauffement climatique. Cette convexité semble corrélée aux changements des températures estivales et par ailleurs présenter des différences significatives entre populations viables (faible convexité) et en déclin (forte convexité). La modélisation spatiale et temporelle de la relation entre la convexité de la coquille et l'état de conservation des populations montre que les changements climatiques à l'échelle mondiale pourraient avoir accéléré le déclin de la Mulette perlière au cours du dernier siècle en réduisant les zones de distribution favorables. Les simulations de Bolotov *et al.* (2018) prédisent une réduction drastique de l'aire de répartition de l'espèce induite par le réchauffement climatique particulièrement dans les parties méridionales de son aire de distribution.

Par ailleurs, plusieurs études ont montré que le réchauffement climatique va fortement impacter les mollusques terrestres inféodés aux plus hautes altitudes des basses montagnes (Parmesan 2006, Sperle & Bruelheide 2001, Müller *et al.* 2009, Pearce & Paustian 2013). Les scénarios les plus optimistes prévoient en effet un réchauffement de +1,5°C à +1,8°C (scénarios SSP1-1,9 & SSP1-2,6) avant le milieu du siècle (IPCC 2022), ce qui conduirait à un déclin significatif de certaines espèces, sur l'ensemble de leur aire de répartition et à leur quasi-extinction dans toutes les basses montagnes européennes selon le scénario le plus pessimiste de +4°C (scénario SSP5-8,5) (Bässler *et al.* 2010). C'est le cas notamment d'*Hessemillimax kotulae*, uniquement présente en France dans le massif vosgien (Bichain & Ryelandt 2023) et qui est identifiée comme extrêmement sensible aux effets des changements climatiques (Müller *et al.* 2009, Bässler *et al.* 2010). Une

approche de modélisation similaire conduite par [Pearce & Paustian \(2013\)](#) sur les montagnes de Pennsylvanie aux USA (altitudes comprises entre 700 et 978 m) suggère également que les populations des mollusques spécialistes des plus hautes altitudes pourraient drastiquement décliner si le réchauffement climatique devait réduire leur aire de répartition.

Bien qu'il n'existe pas, à notre connaissance, de telles modélisations pour les espèces aquatiques dans ces écosystèmes montagnards, il apparaît probable qu'elles seront également fortement impactées comme *Euglesa liljeborgii* (Clessin, 1886) et *Odhneripisidium conventus* (Clessin, 1877), deux micro-bivalves boréaux et arctico-alpins rares en France, et dans le Grand Est uniquement documentés de deux lacs vosgiens.

## 2.4 Recommandations pour réduire le déficit wallacéen

Qu'il s'agisse de la gestion des données d'occurrence à travers les plateformes collaboratives ou des modèles prédictifs de la répartition des espèces, la clef d'entrée pour réduire le déficit wallacéen repose sur l'effort et la qualité d'échantillonnage à l'échelle régionale. Il est donc urgent de lever certains handicaps sur les ressources scientifiques et de structurer et animer le réseau régional pour l'étude et la conservation des mollusques en particulier (i) en fournissant formation, outils et méthodes d'inventaire aux collaborateurs potentiels et acteurs de la conservation ([Axe 2, Action 04](#)), (ii) en favorisant des campagnes d'inventaire à travers une stratégie régionale clairement établie afin de lisser les problématiques liées aux biais taxonomiques, géographiques et d'effort d'échantillonnage ([Axe 2, Action 05 ; Axe 3 Actions 09 & 10](#)), (iii) dans une gestion adaptée des données d'occurrence et des collections résultantes afin de produire un socle d'informations fiables et durables pour la cartographie factuelle et prédictive des espèces ([Axe 1, Action 01](#)).

## 3. Populations et le déficit de Preston (ou prestonien)

Le déficit prestonien est nommé d'après Frank W. Preston (1896-1989) et peut-être défini comme un manque de connaissances sur l'abondance et la dynamique des populations dans l'espace et le temps ([Cardoso et al. 2011](#)). Ces informations sont généralement impossibles à obtenir pour la plupart des invertébrés. Il faut donc se reposer sur des protocoles d'échantillonnage qui permettent d'évaluer au moins l'abondance relative ou la densité. Or, malgré l'importance fondamentale de ces données pour évaluer le statut de conservation des populations, ces approches quantitatives sont rarement appliquées ([Cardoso et al. 2011](#)). D'après [Hortal et al. \(2015\)](#), trois facteurs principaux sont à l'origine de ce déficit : (i) la difficulté de produire des protocoles adaptés et suffisamment précis pour de nombreuses espèces, (ii) le coût financier élevé pour l'acquisition et la conservation des données d'échantillonnages, spécimens récoltés et informations afférentes, sur le long terme et (iii) les fluctuations (naturelles) populationnelles qui nécessitent de fréquents ré-échantillonnages, ce qui augmente la durée globale des opérations et leurs coûts. Par ailleurs, [Lopes-Lima et al. \(2021\)](#) soulignent également le manque de plateforme éditoriale de haut-rang pour la publication de telles études et donc une faible attractivité de ces sujets pour les chercheurs pour lesquels le facteur d'impact est un critère d'évaluation institutionnel et donc d'attribution de financements.

Le déficit de Preston est particulièrement prégnant pour les mollusques aquatiques. En effet, il n'existe que peu d'études ciblées sur l'abondance et/ou la densité des populations, à des échelles géographiques

larges ou réduites (Lopes-Lima *et al.* 2021). Une exception est faite pour certaines espèces qui font l'objet d'une veille soutenue, comme la Mulette perlière, espèce menacée, ou la Limnée épaulée, *Galba truncatula* (O. F. Müller, 1774), qui est un vecteur important des helminthiases humaines (Relf *et al.* 2011, Charlier *et al.* 2014). Plus rares sont les études menées sur la dynamique des communautés ou sur les fluctuations d'abondance ou de densité sur de grandes échelles de temps (se reporter à Sousa *et al.* 2005, 2007, Strayer *et al.* 2011). La structuration spatiale des populations, ainsi que leur connectivité, sont également rarement étudiées et inconnues pour la plupart des espèces. Or, pour exemple, l'importance de la structuration spatiale a été démontrée notamment pour *Margaritifera laevis* (F. Hass, 1910) au Japon par Terui *et al.* (2014). En effet, les flux d'eau unidirectionnels entraînent une dispersion asymétrique vers l'aval de nombreux organismes fluviaux dont les bivalves précisément. Bien que les individus soient enfouis dans le sédiment, certains peuvent dériver vers l'aval lors de fortes crues notamment. Seul le stade parasitaire sur leur poisson hôte, pendant une période limitée, permet la colonisation des bivalves vers l'amont. Terui *et al.* (2014) montrent que la dispersion par l'eau peut jouer un rôle fondamental pour le renforcement des sous-populations en aval et conséquemment dans le maintien de l'ensemble de la population globale.

Une autre étude a été menée, inédite dans le Grand Est, afin d'estimer la structuration spatiale et l'abondance des (méta-)populations de la Belgrandie de gfrast (SHNEC 2022). Cette espèce crénobionte, c.-à-d. inféodée à l'émergence des eaux souterraines, est micro-endémique de l'amont du chenal phréatique de la RNN de la Petite Camargue Alsacienne. Une première approche de terrain a permis de délimiter la répartition globale et les principaux habitats de présence de l'espèce. Puis des échantillonnages semi-quantitatifs ont permis d'estimer les densités en différents points de l'hydrosystème. Les résultats montrent que la Belgrandie de gfrast est présente quasi-exclusivement sur l'ensemble du chenal phréatique, sur environ 1.2 km, avec à l'amont des densités estimées ponctuellement de 17 000 ind/m<sup>2</sup>. Au-delà de 300 mètres du point d'émergence des eaux souterraines, les densités chutent brutalement et l'espèce n'est plus observée après la confluence du chenal avec les eaux de surface de la rivière Augraben. Cependant, cette première approche ne permet pas d'identifier quels sont les paramètres biotiques et abiotiques qui structurent la répartition et l'abondance des populations (cf. chapitres suivants). Par ailleurs, aucun point de référence historique ou d'estimation des fluctuations temporelles, saisonnières par exemple, ne permet d'appréhender les dynamiques populationnelles et le réel état de conservation de l'espèce. À notre connaissance, il s'agit de la seule étude régionale portant sur l'abondance des populations d'un gastéropode aquatique. En effet, les estimations d'abondance/densité sont, pour les mollusques, principalement réalisées dans le cadre d'études d'impact, et majoritairement voire exclusivement consacrées à la Mulette épaisse, *Unio crassus*, espèce protégée sur le territoire métropolitain et à l'échelle européenne (Bichain *et al.* 2021). Globalement, le manque de données sur l'abondance et la dynamique des populations et/ou des communautés est un handicap majeur (Cardoso *et al.* 2011, Hortal *et al.* 2015, Lopes-Lima *et al.* 2021) notamment pour (i) détecter d'éventuels déclin populationnels, particulièrement pour les espèces considérées (abusivement) comme communes, (ii) estimer l'effectif minimum pour une population viable (*Minimum Viable Population* - MVP), (iii) déterminer de potentiels effets Allee qui se manifestent aux faibles densités de population. De manière général, le déficit de Preston est un handicap à l'évaluation de l'état de conservation et à la mise en œuvre d'actions, y compris réglementaires, pour la protection des espèces. Cela se traduit notamment par un pourcentage élevé d'espèces DD (Données Déficiantes) dans les catégorisations UICN des mollusques dont la procédure d'évaluation repose largement sur des données ciblées sur les populations.

### 3.1 Échantillonnages quantitatifs

La priorité afin de lever ce verrou de connaissances est donc de favoriser et de conduire des échantillonnages quantitatifs (Stayer & Smith 2003). Les recommandations de Cummings *et al.* (2016) peuvent fournir un cadre méthodologique pertinent. Ces auteurs proposent de conduire ces échantillonnages à partir de transects ou de quadrats, bien que les méthodes de marquage et de recapture (capture-marquage-recapture - CMR) soient également, mais occasionnellement, utilisées (Vilella *et al.* 2004). Généralement, le substrat est prélevé sur une profondeur d'environ 10 centimètres, sur chaque quadrat, puis passé à travers une série de tamis. Cette méthode est particulièrement efficace pour récupérer les juvéniles et les espèces de petite taille. Les bivalves étant souvent regroupés en agrégats, Cummings *et al.* (2016) estiment donc que l'échantillonnage aléatoire stratifié (Christman 2000), c.-à-d. où la population est divisée en "sous-populations", est un bon choix pour en estimer l'abondance. Cependant, les échantillonnages doivent nécessairement être associés à une enquête de reconnaissance préalable (cf. *infra*) afin de délimiter les zones d'agrégats ou, plus largement, de présence des espèces étudiées et notamment pour celles qui présentent une faible détectabilité. Plusieurs études (Christman 2000, Dunn 2000, Mackenzie & Royle 2005, Thompson 2012) fournissent des éléments mathématiques pour estimer l'effort d'échantillonnage nécessaire afin d'atteindre la précision souhaitée. Par exemple, Dunn (2000) indique que pour de faibles densités (<1 Individu/m<sup>2</sup>), le nombre de quadrats nécessaire, pour atteindre une précision de 25% de la densité moyenne, peut dépasser 100 quadrats de 0,25 m<sup>2</sup>.

Lopes-Lima *et al.* (2021) proposent également, pour atténuer le déficit de Preston, d'utiliser des approches moléculaires quantitatives avec par exemple les méthodes de PCR quantitative (qPCR) ou de droplet digital PCR (ddPCR) appliquées à l'ADNe. D'autres technologies impliquent des sonars à balayage latéral, des sonars multifaisceaux ou des profileurs de courant acoustiques à effet Doppler (ADP) et peuvent aider à caractériser les agrégations de macro-bivalves, à faciliter les estimations d'abondance et à caractériser la structure et la connectivité des populations (Garner *et al.* 2016, Smit & Kaeser 2016, Dysthe *et al.* 2018, Mehler *et al.* 2018, Karatayev *et al.* 2018).

### 3.2 Bancarisation des données

Le second axe à développer est de favoriser la bancarisation des données en rassemblant et en compilant les informations sur les populations, tout au moins à l'échelle régionale. Les données sur les populations pour certains mollusques aquatiques dans le Grand Est existent mais sont contenues majoritairement dans les rapports d'études d'impact, le plus souvent non accessibles pour les plus anciens rapports. Cette initiative s'apparente à celle développée, dès 1994 à l'échelle internationale, dans le cadre de la *Global Population Dynamics Database* (GPDD) qui rassemble près de cinq mille séries temporelles pour 1 400 espèces. Cette base régionale de données "population" pourrait être rattachée à la base de données MYXAS qui est développée par la *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar* (cf. *supra*). Elle doit être par ailleurs structurée à partir du standard Darwin Core (DwC) qui offre un cadre stable, simple et flexible permettant la compilation de données sur la biodiversité venant de sources diverses et qui est adaptable pour documenter les populations (ENETWILD consortium *et al.* 2020). Les connections avec d'éventuels spécimens présents dans les collections muséales doivent être également réalisées. Pour exemple, un lot de 53 spécimens de Mulette perlière prélevés dans la Vologne par Ernest Puton (1806-1856) au début du XIX<sup>e</sup>, a été récemment déposé au *Musée d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*. Il

s'agit, à notre connaissance, du nombre le plus important de spécimens anciens connus pour cette population régionale et ils peuvent apporter des informations sur les conditions environnementales passées (cf. *supra*).

### 3.3 Recommandations pour réduire le déficit prestonien

Les effets du déficit prestonien handicapent sévèrement l'évaluation de l'état de conservation des populations et donc toute la cascade d'actions afférentes et nécessaires (réintroduction, renforcement, translocation, suivi). Au regard des coûts financiers et du temps long nécessaire pour mettre en œuvre des études quantitatives, il faut probablement prioriser les espèces susceptibles de bénéficier de tels programmes d'étude et de suivi. Cependant, il est nécessaire (i) d'appliquer des méthodes adaptées, optimisées et standardisées afin d'évaluer les abondances et les densités (Axe 2, Action 06) ; (ii) d'identifier, former et soutenir les acteurs qui peuvent mener ces suivis (Axe 2, Action 04), (iii) de favoriser la bancarisation de l'ensemble des données "population" (Axe 1, Action 01) et (iv) de conserver les spécimens qui proviendraient de telles études (Axe 1, Action 02).

## 4. Les autres déficits de connaissances

### 4.1 Tolérances abiotiques et le déficit de Hutchinson (ou hutchinsonien)

Le déficit hutchinsonien est nommé d'après George Evelyn Hutchinson (1903-1991) et se réfère au manque de connaissances sur la tolérance des espèces aux conditions abiotiques, ce qui a été défini comme la niche grinnellienne (Soberón 2007). Cardoso *et al.* (2011) ont proposé une première définition du déficit hutchinsonien en y incluant les déficits de connaissances sur les traits de vie (déficit de Raunkiaer, cf. *infra*) et sur les interactions dans les communautés (déficit d'Elton, cf. *infra*). Hortal *et al.* (2015) en ont réduit la portée aux seuls paramètres abiotiques, c.-à-d. les ressources (par exemple climat, eau, sol) qui ne sont pas sujets à l'épuisement ou à des modifications par les organismes (Hutchinson 1979).

L'identification des paramètres abiotiques qui structurent la répartition des espèces, la dynamique des populations, mais également leurs réponses physiologiques, est un objectif fondamental en écologie. Ces paramètres peuvent être déduits à travers deux approches distinctes, soit par des expérimentations en laboratoire ou *in situ* (Bozinovic *et al.* 2011), soit par des données dérivées de modèles corrélatifs obtenues à partir des occurrences géographiques des espèces (Peterson *et al.* 2011).

Les données recueillies par les approches expérimentales sont généralement plus précises que celles dérivées des occurrences. L'inconvénient reste qu'elles sont produites à partir de protocoles plus longs à mettre en œuvre et donc plus coûteux. De plus, leur interprétation peut être limitée à cause du manque de connaissances sur la variabilité intraspécifique, qui peut s'exprimer différemment au sein des différentes populations (réponses physiologiques), et sur l'historique des populations (évolution, hérédité). Autrement dit, les données expérimentales ne fournissent qu'une représentation partielle des niches grinnelliennes, fondamentales ou réalisées, en fonction des conditions et des paramètres étudiés (Hortal *et al.* 2015).

Les données dérivées des occurrences peuvent également produire des valeurs biaisées pour les tolérances et les optima physiologiques. En effet, la distribution des occurrences, et la valeur des variables environnementales associées, définissent la niche réalisée des espèces (Colwell & Rangel 2009). Cependant,

l'absence d'une espèce en un lieu donné peut être liée à des facteurs autres qu'abiotiques. Par exemple, la prédation ou la compétition interspécifique au sein des communautés (facteurs biotiques), le temps nécessaire (facteurs historiques) ou les limites physiques (facteurs géographiques) à la dispersion peuvent limiter ou interdire la colonisation d'habitats pourtant *a priori* favorables. Par conséquent, les modélisations basées sur les occurrences peuvent fournir des corrélations apparentes (auto-corrélation) entre la présence des espèces et les conditions environnementales. Par ailleurs, le manque de concordance entre la résolution spatiale des paramètres abiotiques et les zones effectivement utilisées par les populations, en plus du manque d'informations sur la variabilité micro-environnementale au sein de chaque habitat, compromet également la qualité des estimations basées sur les seules données d'occurrence (Hortal *et al.* 2015).

Les facteurs abiotiques les plus étudiés chez les mollusques d'eau douce sont la température, la chimie de l'eau (pH, oxygène, nutriments), le débit et le type de sédiment (voir par exemple Layzer & Madison 1995, Box & Mossa 1999, Pandolfo *et al.* 2012, Hegeman *et al.* 2014, Gates *et al.* 2015). Toutefois, dans la plupart de ces études, la gamme complète des tolérances à ces facteurs est rarement évaluée (voir cependant Rosa *et al.* 2012, Archambault *et al.* 2014, Khan *et al.* 2019, Vaessen *et al.* 2021).

Pourtant, la connaissance des tolérances abiotiques est fondamentale pour les projections liées aux changements climatiques, à l'utilisation des terres ou à l'acidification des eaux. Pour exemple, les moules d'eau douce peuvent disperser rapidement à l'intérieur des bassins versants en réponse aux changements climatiques (Lopes-Lima *et al.* 2021). Cependant, la dispersion peut être drastiquement limitée par les grandes lignes de partage des eaux (facteur géographique, cf. *supra*). Une réponse possible serait la translocation, ou migration assistée, qui peut être considérée comme une mesure de conservation par anticipation avec cependant des risques possibles (Brian *et al.* 2021, Nakamura *et al.* 2022).

La concentration et la disponibilité du calcium, nécessaires à la formation de la coquille, la profondeur de l'eau, ainsi que la dynamique et les caractéristiques du substrat, sont généralement peu étudiés et doivent faire l'objet d'une plus grande attention (exemples donnés dans Cyr *et al.* 2012, Carmignani *et al.* 2019, Cyr 2020). En outre, comme nous l'avons déjà précisé (cf. *supra*), la robustesse des hypothèses d'occurrences via les modèles prédictifs diminue avec la résolution spatiale. Par exemple, même si les effets de la température sont bien connus pour expliquer les grands contours de la répartition d'une espèce, les prédictions à l'échelle de ses micro-habitats peuvent être faussées en raison de la méconnaissance sur d'autres facteurs abiotiques importants comme l'ombre portée par la végétation riveraine, la distance par rapport aux berges, la profondeur et la stabilité du substrat qui peuvent limiter la survie des populations au niveau local. La capacité des espèces à s'adapter rapidement à de nouvelles conditions abiotiques, notamment les espèces introduites/invasives comme les Corbicules (*Corbicula* spp.), les Dreissènes (*Dreissena* spp.) ou l'Anodonte chinoise, *Sinadodonta woodiana* (Lea, 1834), diminue également la robustesse des prédictions d'occurrences en dehors de leur aire de répartition d'origine.

Les exigences abiotiques sont également mal connues en raison des biais saisonniers d'échantillonnages qui réduisent l'extrapolation des limites de tolérance à l'ensemble du cycle saisonnier. De plus, les espèces peuvent présenter des tolérances différentes en fonction du stade de développement notamment quand le stade juvénile est inféodé à la zone hyporhéique et dans laquelle les conditions chimiques et de stabilité du substrat sont très différentes des eaux de surface.

Enfin, les changements globaux et les nombreux aménagements/ouvrages impactent fortement les masses d'eau et particulièrement l'amplitude et la fréquence des crues et des assecs. Les approches

prédictives sont donc nécessaires afin d'identifier les habitats les plus stables et les plus appropriés pour certaines espèces. Pour réduire le déficit hutchinsonien, [Lopes-Lima et al. \(2021\)](#) soulignent qu'il est indispensable de favoriser les collaborations avec les hydrologues et/ou les géomorphologues et de s'emparer des technologies actuelles qui permettent de mesurer plusieurs facteurs abiotiques en temps réel.

## 4.2 Biologie & écologie et le déficit de Raunkjær (ou raunkjærien)

Le déficit de Raunkjær est nommé d'après le botaniste danois Christen Raunkjær (1860-1938) et se réfère au manque de connaissances sur les traits de vie des espèces et de leurs fonctions dans les écosystèmes ([Hortal et al. 2015](#)). Une caractéristique majeure du déficit de Raunkjær est que les traits de vie généralement étudiés sont souvent les plus facilement "visibles", plutôt que les plus fonctionnels. Un trait de vie fonctionnel est défini comme tout attribut phénotypique qui affecte la valeur adaptative des organismes (*fitness* en anglais), leur influence sur d'autres organismes et/ou sur les fonctions de l'écosystème ([Violle et al. 2007](#)). Ils sont étudiés soit (i) pour comparer les réponses des espèces, populations ou communautés soumises à différentes conditions environnementales, soit (ii) pour étudier les impacts des espèces sur divers processus écosystémiques.

La plupart des traits de vie (biologie) ou fonctionnels (écologie) sont mal connus pour le plus grand nombre de mollusques aquatiques ([Lopes-Lima et al. 2021](#)). Les traits biologiques sont rarement disponibles comme la durée de vie, le(s) taux de croissance, la longévité, la détermination du sexe, l'âge de la maturité sexuelle, la fécondité, le nombre de pontes par an, le nombre et la taille des œufs ou le temps d'incubation. C'est également le cas pour les traits fonctionnels tels que le comportement alimentaire, l'occupation spatiale des habitats, la dispersion des larves, la place dans les réseaux trophiques ou les stratégies d'infection des hôtes des moules parasites. Ce manque de connaissances est lié aux procédures fastidieuses nécessaires à l'acquisition des données et qui relèvent de l'écologie *a priori* "old school" dont les résultats sont difficilement publiables dans les revues à fort facteur d'impact ([Lopes-Lima et al. 2021](#)). De plus, la quasi-absence de données sur les changements de ces traits à de larges échelles biogéographiques, ou en lien avec les différentes conditions abiotiques ou de perturbations anthropiques, ne permet ni d'appréhender leur variabilité intra- et interspécifique, ni les capacités adaptatives des organismes, ni même la résilience des populations aux pollutions et aux changements climatiques par exemple. Le rôle des mollusques aquatiques dans les cycles nutritifs et géochimiques des écosystèmes sont également mal compris avec notamment l'impact de la filtration des bivalves sur l'épuration de l'eau ou du comportement alimentaire des gastéropodes, comme brouteurs et détritivores, dans la décomposition de la matière organique et sur le contrôle des communautés algales et microbiennes. Pour exemple, des études menées sur quelques moules d'eau douce ([Strayer 2014](#), [Hoellein et al. 2017](#)) et sur des espèces invasives comme les Corbicules, les Dreissènes ou le gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) ont démontré leur impact sur le fonctionnement global des écosystèmes ([Sousa et al. 2008](#)).

D'une manière générale, la compilation des données disponibles dans la littérature et/ou l'étude de certains traits doivent être menées pour améliorer la prise en compte des mollusques aquatiques dans les mesures de gestion et de conservation. Cela implique nécessairement des collaborations avec des biologistes et écologues. En accord avec [Lopes-Lima et al. \(2021\)](#), il est également important de définir et de normaliser l'étude d'un ensemble de traits comme la reproduction, la durée de vie, la fertilité, la taille des œufs et des larves, le comportement reproductif, le comportement alimentaire, le niveau ou la guildes trophique afin

de favoriser les comparaisons, le partage des données et, idéalement, conduire au développement de bases de données spécifiques sur ces caractères (par exemple [Sarremejane et al. 2020](#)).

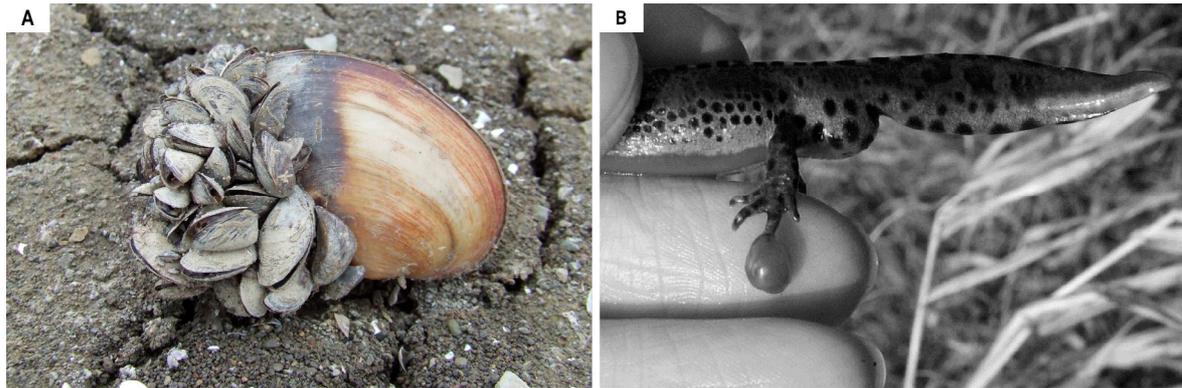
### 4.3 Communautés & interactions interspécifiques et le déficit d'Elton (ou eltonien)

Le déficit d'Elton est nommé d'après Charles Sutherland Elton (1900-1991) et se réfère au manque de connaissances sur les interactions entre les espèces ([Hortal et al. 2015](#)). Ce déficit revêt une importance particulière pour les mollusques aquatiques, notamment pour les bivalves qui ont des interactions biotiques étroites avec leurs poissons hôtes. C'est également le cas pour certains gastéropodes qui sont les hôtes intermédiaires de parasites parfois pathogènes et potentiellement à haut risque sanitaire pour les populations humaines ([Lopes-Lima et al. 2021](#)). Concernant les poissons hôtes, ils sont connus pour seulement 17% des bivalves ([Modesto et al. 2018](#)). En outre, la majorité des études menées pour les identifier a été réalisée dans des conditions de laboratoire et par conséquent d'importantes lacunes persistent en ce qui concerne la reconnaissance et l'utilisation des hôtes dans les conditions naturelles. Par exemple, un hôte peut paraître *a priori* adapté pour l'accrochage des larves mais soit la période d'infestation du bivalve n'y est pas favorable, soit l'interaction avec le poisson peut ne pas conduire à la transformation des glochidies en juvéniles. Par exemple, les glochidies de l'Anodonte des rivières, *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), montrent une forte prévalence d'infestation sur la Perche-soleil, *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) dans les cours d'eau ibériques. Or, les glochidies sont incapables de s'y métamorphoser, et la Perche-soleil constitue par conséquent un véritable piège écologique pour l'Anodonte des rivières ([Dias et al. 2020](#)). Les données sur les poissons hôtes sont en outre fondamentales pour déterminer la capacité de dispersion des moules d'eau douce et donc la connectivité entre les différentes sous-populations.

Le transport passif par un autre animal est une autre voie de dispersion des mollusques aquatiques. Les bivalves peuvent s'accrocher à des amphibiens, insectes, mammifères et oiseaux ou être simplement transportés via le système digestif de leurs prédateurs ([Darwin 1882](#), [Brown 2007](#), [Wood et al. 2008](#), [Kappes & Haase 2012](#), [Leeuwen et al. 2012](#), [Zelaya & Marinone 2012](#)). Pour exemple, [Wood et al. \(2008\)](#) et [Lorrain-Solignon et al. \(sous presse\)](#) documentent que plus de 20% des individus d'une population de triton peuvent présenter un ou plusieurs bivalves des genres *Sphaerium* ou *Pisidium* accrochés à leurs pattes. Cet accrochage n'est pas sans conséquence puisque les amphibiens voient leur déplacement et/ou leur comportement reproductif entravés ([Figure 8](#)). Par ailleurs, l'accrochage provoque également des blessures avec l'amputation d'un ou de plusieurs doigts. D'une manière générale, la spécificité (reconnaissance ou non de l'hôte) et la nature (phorésie, parasitisme) de ces interactions ainsi que l'importance de ce transport dans la dispersion des mollusques aquatiques restent peu étudiées.

D'autres relations biotiques sont mieux documentées comme les interactions entre macro-bivalves (genres *Unio*, *Anodonta*, *Pseudanodonta*, *Potomida* et *Margaritifera*) et les Bouvières (poisson du genre *Rhodeus*), lesquelles pondent leurs œufs sur les branchies des moules où ils éclosent et s'y développent jusqu'au stade juvénile ([Reichard et al. 2007](#)). En revanche, peu d'informations sont disponibles sur l'impact de ce parasitisme sur l'abondance et la répartition des espèces notamment pour les plus menacées d'entre elles comme la Mulette perlière ([Soler et al. 2019](#)).

Outre les trématodes, d'autres parasites de mollusques aquatiques sont documentés comme les acariens, nématodes ou oligochètes qui peuvent s'accrocher à leur coquille ou envahir leurs cavités naturelles (branchies, cavité palléale, cavité pulmonaire, intestin, etc.). Cependant, il n'est pas toujours clair si ces



**Figure 8**— Interaction entre espèces

**A.** Accumulation de Dreissènes sur une Anodonte [Photographie : Luboš ČAP sur biolb.cz] ; **B.** Un spaheriidae accroché sur la patte d'un Triton alpestre [d'après Wood *et al.* 2008].

interactions interspécifiques relèvent réellement du parasitisme ou alternativement du commensalisme ou du mutualisme. Par ailleurs, des moules introduites comme les Dreissènes peuvent s'agréger sur d'autres macro-bivalves autochtones (Figure 8) et drastiquement les impacter, voire à les faire disparaître (Sousa *et al.* 2011, Pilotto *et al.* 2016).

En ce qui concerne les interactions trophiques, les mollusques aquatiques peuvent servir de nourriture aux poissons, oiseaux et mammifères, mais aussi être des consommateurs de phytoplancton, d'algues, de bactéries ou de champignons et, compte tenu de leur biomasse dans certains écosystèmes, constituer une composante importante des réseaux alimentaires (Nichols & Garling 2000). Les prédateurs sont relativement bien connus avec parmi les mammifères, rats musqués, loutres, ratons-laveurs et sangliers qui consomment les bivalves alors que rats et crossopes aquatiques consomment préférentiellement les gastéropodes. Les oiseaux d'eau (canards plongeurs, foulques, poules d'eau, mouettes), les corneilles et les milans sont connus pour se nourrir de gastéropodes et de bivalves, et dans certains cas favoriser leur dispersion passive (cf. *supra*). Les mollusques sont également consommés par les amphibiens et les reptiles, comme les salamandres ou les tortues d'eau douce, et par la plupart des poissons benthiques. Des invertébrés comptent également parmi leurs prédateurs comme les écrevisses, sangsues, larves de mouches de la famille des Sciomyzidae et d'autres insectes aquatiques, et même des escargots terrestres hygrophiles dans le genre *Aegopinella* (Draparnaud, 1805) qui peuvent prédater des gastéropodes aquatiques comme la Limnée épaulée (Rondelaud 1977, 1978).

Outre la consommation, les prédateurs peuvent modifier le comportement des mollusques aquatiques et même leur phénotype (se reporter à Lopes-Lima *et al.* 2021 pour un développement plus long). Les mollusques peuvent en effet s'enfouir dans les sédiments, se déplacer vers des anfractuosités, sous les rochers, dans la végétation ou hors de l'eau. Les réponses chimiques peuvent être émises et déclencher différents comportements en fonction du type de prédateur présent (Covich 2010).

Les mollusques d'eau douce sont des filtreurs, brouteurs ou détritivores et jouent donc un rôle important, par leur diversité et leur abondance, dans le flux et la transformation de la matière organique. En effet, une grande partie des tissus végétaux consommés est déposée sur/dans le substrat sous forme de débris fécaux, lesquels sont consommés par des organismes benthiques ou assimilés par les macrophytes. Les

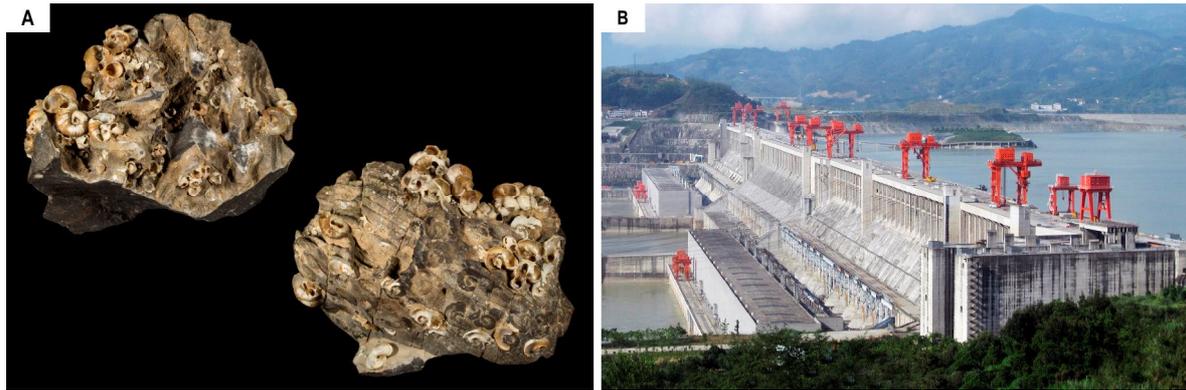
bivalves d'eau douce par exemple peuvent jouer un rôle non négligeable dans la régulation de la production primaire en interagissant avec le zooplancton filtreur, lui-même consommateur de phytoplancton.

De manière générale, les régimes et préférences alimentaires, les différences potentielles entre adultes et juvéniles, ou la compétition intra- et interspécifique sur les ressources, habitats, reproduction, sont très peu connus pour la plupart des espèces de mollusques aquatiques. De nouvelles techniques moléculaires pour évaluer le régime alimentaire peuvent être utilisées pour compléter des approches plus classiques telles que l'examen du contenu intestinal. Enfin, certaines études attirent également l'attention sur le rôle important des mollusques aquatiques en tant qu'organismes potentiellement "architectes". Par exemple, il a été démontré que les agrégats de bivalves augmentent la biodiversité localement en servant de support ou de refuge pour des invertébrés, plantes et autres organismes et en modifiant fortement les conditions environnementales.

L'importance des mollusques aquatiques dans le fonctionnement des écosystèmes et des communautés reste sous-évaluée et mal comprise. Le déficit eltonien peut s'avérer un handicap particulièrement fort, véritable verrou de connaissance, dans la prise en compte des mollusques dans les stratégies de gestion et de conservation des milieux naturels. Pour exemple, une espèce sans enjeu apparent de conservation (large répartition, population abondante, absence de menace évidente) peut passer inaperçue dans le cadre de projets d'aménagements alors qu'elle joue un rôle clef (régulation, cycle de la matière, etc.) dans l'écosystème. Inversement, l'introduction volontaire d'une espèce peut en bouleverser l'équilibre comme le démontre la "parabole" des *Partula* (cf. introduction à la Partie I).

#### 4.4 Histoire évolutive et le déficit de Darwin (ou darwinien)

Le déficit darwinien est nommé d'après Charles Darwin (1809-1882) et se réfère au manque de connaissances sur l'histoire évolutive des lignées, des espèces ou des traits écologiques (Diniz-Filho *et al.* 2013). Ces informations sont indispensables pour une meilleure compréhension, entre autres, des patrons de distributions géographiques, des liens et de la spécificité avec les hôtes, des stratégies de reproduction ou des capacités adaptatives. L'histoire évolutive des taxons permet également d'identifier des particularités remarquables dans l'histoire du vivant et implicitement la nécessité de les conserver. En effet, l'extinction de certaines lignées peut entraîner une perte irréversible et disproportionnée d'innovations évolutives, empêchant potentiellement d'autres changements, y compris des innovations clés (Wagner 2011). L'exemple donné récemment par Wilke *et al.* (2023), concernant le gastéropode aquatique *Helicostoa sinensis* Lamy, 1926, est particulièrement instructif à ce sujet (Figure 9). Ce taxon présente un mode de vie unique parmi les gastéropodes d'eau douce. Peu après l'éclosion, et durant le reste de la vie de l'animal, la coquille qui est partiellement déroulée adhère fermement à son substrat et peut résister à des courants particulièrement forts. Ce mode de vie sessile et la forme des coquilles ne sont pas sans rappeler les Vermetidae, gastéropodes marins qui ressemblent à des vers tubicoles. *Helicostoa sinensis* a été décrite sur la base de spécimens fixés sur deux rochers calcaires prélevés vers 1906 en Chine dans la région des Trois Gorges du fleuve Yangtze puis déposés au Muséum national d'Histoire naturelle à Paris. Cette région a été profondément impactée par la construction, entre 1994 et 2009, d'un super-barrage aboutissant à un réservoir d'eau gigantesque de plus de 600 km de long et de 175 m de profondeur. Depuis, aucune donnée récente ne soutient la présence de ce taxon endémique sur le Yangtsé, conséquence probable de cet aménagement pharaonique. En absence de matériel "frais", sa position taxonomique, et donc la question de son rattachement à un autre groupe de gastéropodes (marin ou d'eau douce), reste en suspens. Cependant, avec le perfectionnement des



**Figure 9** – La disparue du Yangtzé

**A.** Syntypes de *Helicostoa sinensis* Lamy, 1926 [MNHN-IM-2000-33309] conservé au Muséum national d'Histoire naturelle, Paris [Photographie MNHN - Manuel Caballer 2017 - RECOLNAT (ANR-11-INBS-0004)] ; **B.** Le barrage des Trois Gorges sur le fleuve Yangtzé [Photographie : Wikipedia, CC BY 2.0].

techniques moléculaires, il est aujourd'hui possible d'extraire et d'amplifier l'ADN contenu dans des fragments de tissus "momifiés" dans des coquilles conservées en collection. Cette avancée technologique a permis à [Wilke et al. \(2023\)](#) d'utiliser le matériel type du Muséum récolté au début du siècle et de dérouler une approche de phylogénie moléculaire afin de tenter de résoudre ce *century-old mystery*. Leurs résultats montrent que ce taxon forme une lignée distincte au sein des Bithyniidae et porte par conséquent une innovation évolutive, la vie sessile, unique au sein des gastéropodes d'eau douce.

Les auteurs catégorisent, de manière conservatrice, *H. sinensis* comme CR [en Danger Critique d'extinction], bien que l'absence de données depuis plus d'un siècle et l'altération massive des habitats dans cette région du Yangtzé soulèvent la question de sa disparition. À travers l'extinction possible de cette espèce, [Wilke et al. \(2023\)](#) mettent en évidence la perte également d'innovation évolutive et la nécessité d'appliquer de telles approches méthodologiques dans les groupes taxonomiques délaissés afin de disposer d'arguments majeurs en termes de priorité de conservation.

Une manière d'aborder la question du déficit darwinien, à notre échelle de travail, est de prendre en considération la diversité au sein des familles, ou des genres, et qui peut fournir une image d'une partie de l'histoire évolutive de ces groupes et du caractère irremplaçable du taxon. Pour exemple, la Limnée cristalline *Myxas glutinosa* est la seule représentante de son genre et constitue au sein des Lymnaeidae une lignée clairement à part ([Aksenova et al. 2018](#)) et pour cette raison, elle peut être regardée comme une unité de conservation particulière.

#### **4.5 Gouvernance & stratégie de conservation et le déficit d'Ostrom (ou ostromien)**

Le déficit ostromien est nommé d'après Elinor Ostrom (1933-2012), pour ses travaux novateurs sur la gouvernance des ressources et leur impact sur les politiques dédiées à la biodiversité ([Lopes-Lima et al. 2021](#)). Ce déficit fait référence à un manque de connaissances sur l'application et l'efficacité des évaluations, des méthodes, des financements et des politiques de conservation. La définition de ce déficit inclut en partie trois autres problématiques mises en évidence par [Cardoso et al. \(2011\)](#) : (i) le dilemme "politique" ou classement de nombreux décideurs et parties prenantes considèrent que les invertébrés sont des organismes indirectement protégés à travers les vertébrés et par voie de conséquence, les mesures de protection et les financements vers cette composante de la biodiversité restent limités, (ii) le dilemme

"scientifique" ou la taxonomie et l'écologie sont de plus en plus considérées comme des sciences dépassées et sont donc sous-financées, et (iii) le dilemme de "sensibilisation" (terme français ici utilisé pour désigner le *public dilemma* de [Cardoso et al. \(2011\)](#)) ou le grand public ne connaît pas ou peu les invertébrés, ni leur rôle dans les écosystèmes, et par conséquent, ignore les enjeux de conservation les affectant.

[Lopes-Lima et al. \(2021\)](#) mettent en avant que les stratégies de planification soient construites à partir de deux paradigmes distincts : la conservation des espèces et la conservation des habitats/écosystèmes ([Noss et al. 1997](#)). Bien que certains chercheurs soutiennent que ces deux paradigmes s'excluent mutuellement, et que la plupart des efforts devraient se concentrer sur seulement l'un d'entre eux, une combinaison devient de plus en plus consensuelle. La planification doit commencer par des évaluations de l'état de conservation des espèces et des habitats (cf. [chapitres suivants](#)).

Pour les taxons, les Listes rouges de l'UICN sont les plus utilisées pour évaluer le risque d'extinction des espèces. Les lignes directrices des évaluations UICN ont été mises à jour et améliorées à plusieurs reprises, mais elles comportent encore des biais et des possibilités d'améliorations. Tout d'abord, il existe un fort biais taxonomique en faveur de la plupart des vertébrés alors que seulement la moitié des mollusques aquatiques de la planète a été évaluée avec, par ailleurs, un taux de données insuffisantes (DD) très élevé (30 à 40%). Cet état de l'art est ici directement la conséquence des manques de connaissances liées aux déficits évoqués dans les chapitres précédents. De plus, certains seuils et approches dans les critères de catégorisation UICN sont inadéquats pour la plupart des invertébrés, y compris les mollusques aquatiques, comme les seuils d'effectif de population et d'aire de distribution ([Cardoso et al. 2011](#)). Enfin, les critères UICN ne sont pas adaptés pour l'évaluation des moules d'eau douce dont le développement est lié à un poisson hôte, et ce, principalement par l'absence d'une catégorie pour le risque de co-extinction. Nous renvoyons le lecteur à la partie introductive de la seconde partie de ce travail pour un plus large développement concernant les méthodes de hiérarchisations des taxons menacés.

L'évaluation de l'état de conservation des habitats ou des écosystèmes est encore plus complexe ([Lopes-Lima et al. 2021](#)). En diagonale, contrairement aux espèces, il n'existe à ce jour aucune méthodologie unique et consensuelle pour évaluer l'état de conservation des habitats ou des écosystèmes. En revanche, les législations régionales, nationales et supranationales, comme la directive dite "Habitats" de l'Union Européenne, disposent de lignes directrices pour évaluer et définir les habitats prioritaires et réglementés. Cependant, les méthodes pour sélectionner/reconnaître ces habitats prioritaires souffrent des mêmes biais et déficits précédemment explicités, et conséquemment d'une sous-représentation en invertébrés ([Cardoso et al. 2011](#)). Par exemple pour les mollusques aquatiques d'Europe, l'attention s'est essentiellement limitée à quelques espèces de moules d'eau douce (*Margaritifera margaritifera*, *Pseudunio auricularius* et *Unio crassus*) et à un seul gastéropode (*Anisus vorticulus*) sans tenir compte des autres taxons dont le statut de conservation est similaire voire plus menacé. Par ailleurs, les efforts de conservation de ces quelques espèces se sont concentrés sur des projets d'élevage et de renforcement de populations et moins sur la restauration des habitats ([Lopes-Lima et al. 2017, 2018](#)). En outre, ce déploiement d'actions n'a donné lieu qu'à très peu d'évaluations fondées sur des données probantes malgré les importants financements mobilisés alors qu'elles font, par ailleurs, l'objet d'une large publicité tous azimuts qui néglige souvent de signaler les échecs.

L'un des principaux problèmes produit par le déficit ostromien est l'inadéquation des décisions et des politiques relatives à l'utilisation de l'eau et des terres face à leur dégradation et à leur perte ([Garrick et al. 2017](#)). Par exemple, il existe un délai considérable entre l'évaluation de l'état de conservation des espèces et

la mise en place de dispositifs réglementaires. La directive "Habitats" repose en effet sur des connaissances datant des années 1980 et n'a pas bénéficié de mises à jour majeures depuis (Bouchet *et al.* 1999, Cardoso *et al.* 2011, Cowie *et al.* 2023). L'écart entre le nombre d'espèces aujourd'hui catégorisées comme très menacées dans les Listes rouges de l'UICN (monde, Europe) et celles prises en compte par la directive Habitats est considérable. Alors que les Listes rouges indiquent un taux de près de 30% de mollusques menacés, les listes réglementaires disponibles ne prennent en compte qu'à peine 1% de la diversité du groupe. Ces délais "d'inactions" peuvent augmenter significativement l'ensemble des flux financiers directs ou indirects (Eppink & Wätzold 2007, 2009) des actions de conservation d'un (x10) ou de deux (x100) ordres de magnitude (Drechsler, Eppink & Wätzold 2011).

Aujourd'hui, la plupart des réseaux d'aires protégées est orientée vers des taxons terrestres charismatiques, comme les mammifères et les oiseaux (Hermoso *et al.* 2015) qui sont généralement de mauvais substituts pour la conservation des milieux aquatiques continentaux (Darwall *et al.* 2011, Nogueira *et al.* 2021). Or le développement d'outils de planification a permis de surmonter l'inefficacité de la conception des réseaux d'aires de conservation pour la protection des invertébrés et de découvrir des ensembles optimaux d'aires où la biodiversité peut être préservée en allouant efficacement les (rares) ressources existantes (Margules & Pressey 2000). Cependant, à ce jour, très peu d'études utilisant ces approches, incluant notamment les enjeux liés aux mollusques aquatiques, n'ont été intégrées dans les stratégies de désignation des aires protégées (Linke *et al.* 2019).

Le nerf de la guerre reste la hauteur et la disponibilité des financements qui sont, et restent, principalement alloués à un petit nombre d'espèces présentant un plus grand intérêt économique, émotionnel ou symbolique. Cardoso *et al.* (2011) montrent, pour exemple, que 82% des fonds européens liés au programme LIFE-Nature sont dirigés vers les vertébrés alors qu'ils ne représentent au mieux que 7% de la faune et de la flore globale. Les arthropodes, les mollusques et les plantes se partagent la part restante avec en moyenne 1 850€ dédiés par espèce *versus* 230 000€ par espèce de vertébrés. Ce déséquilibre financier est souvent justifié par les décideurs et les administrateurs politiques sur l'idée que certains vertébrés considérés comme "espèce parapluie" protègent indirectement les invertébrés qui occupent le même habitat (Heywood 1995, Meffe & Carroll 1997, Simberloff 1998). Cependant, cette stratégie de conservation est dans la majorité des cas non évaluée et se révèle souvent inefficace quand elle est testée (Roberge & Angelstam 2004, Fontaine, Gargominy & Neubert 2007, Runge *et al.* 2019).

Cependant, comme le souligne Cardoso *et al.* (2011) le déficit de connaissances des décideurs et du grand public sur les théories, principes et enjeux autour des invertébrés oriente les politiques de conservation et les campagnes de sensibilisation majoritairement vers les mêmes espèces emblématiques et/ou vers des concepts "populaires" de la conservation souvent mal appliqués comme celui d'espèce "parapluie" (*umbrella species* en anglais) (Barua 2011). Il apparaît donc urgent de développer de véritables programmes de sensibilisation et d'éducation, en utilisant les médias modernes de communication, en direction du plus grand nombre et notamment vers les enfants et dans le cadre des sciences citoyennes.

#### 4.6 Recommandations pour réduire les autres déficits

Les effets des déficits de Hutchinson, d'Elton et de Raunkiaer représentent des verrous de connaissances pour identifier la nature et l'amplitude des menaces sur les espèces et les habitats. La multitude et la complexité des interactions au sein des populations et des écosystèmes imposent forcément

de prioriser les espèces/habitats susceptibles de bénéficier de tels programmes d'étude et de suivi. Il s'agirait de mettre en œuvre (Axe 2, Action 07) des approches favorisant (i) des collaborations transdisciplinaires, (ii) la collecte de données environnementales (stations télémétriques à flux continu), (iii) la bancarisation et le partage d'une large gamme de données (répartition, traits de vie, abondance des poissons hôtes, régimes alimentaires, etc.), (iv) la prédiction des changements à venir (seuil d'alerte pour les assecs par exemple) et (v) des expérimentations en laboratoire (centre d'élevage) et sur le terrain par des approches intégratives et transversales (espèce, habitat, communauté).

Le principal effet du déficit d'Ostrom est de maintenir, voire de creuser, les biais d'actions à travers des allocations de ressources déséquilibrées qui ne prennent pas en compte les réels enjeux de conservation. Il est donc nécessaire de permettre un meilleur transfert d'informations provenant des sphères académiques vers une communauté élargie de décideurs, d'acteurs et d'utilisateurs. En ce sens, il convient de développer et d'appliquer (i) des approches de planification qui prennent en compte les enjeux de conservation et les déficits de connaissances (Axe 2, Action 04), mais également de (ii) fournir aux décideurs et gestionnaires de la biodiversité des éléments actualisés sur l'état de l'art concernant les mollusques aquatiques précisément (statut de catégorisation réactualisé UICN par exemple) afin de permettre une prise en compte en temps réel des menaces sur les espèces/habitats (mise en œuvre de mesures réglementaires) (Axe 3, Action 09), et de (iii) développer des programmes de sensibilisation et d'éducation vers le grand public et les scolaires afin de mieux faire connaître cette part méconnue de la biodiversité (Axe 3, Action 11).



**PARTIE II**

Contre les déficits de conservation : hiérarchisation et priorisation des espèces et des projets de conservation



## Partie II. Contrer les déficits de conservation : hiérarchisation et priorisation des espèces et des projets de conservation

La question de l'allocation des ressources pour faire face à l'ampleur des enjeux environnementaux est centrale. Chaque bonne chose que nous faisons est une autre bonne chose que nous ne faisons pas (Gilbert 2011). Pour aider à faire ces choix "cornéliens", de nombreuses méthodes de priorisation et de planification ont été développées et ont permis de prendre des décisions transparentes notamment pour la désignation d'aires géographiques/espèces à protéger ou d'actions à mener en matière de gestion et de conservation. Ces méthodes s'appuient sur les sciences de la décision, un champ de recherches spécifiques, qui visent à améliorer la prise de décision, en particulier dans des situations très complexes comme celles liées aux problématiques de la conservation (Hemming *et al.* 2022). Toutefois l'application des sciences de la décision à la conservation est encore récente et des principes encore mal identifiés ou mal appliqués peuvent compromettre l'intention première des acteurs.

Game *et al.* (2013) identifient six erreurs fréquentes dans le cadre des stratégies de conservation dont quatre *a priori* triviales mais particulièrement impactantes. La première erreur est de ne pas concevoir, ni convenir, qu'un plan de conservation est avant tout une distribution raisonnée des ressources (erreur 1), autrement dit la planification des priorités en fonction de la disponibilité et de la nature des besoins. Cela implique qu'il faut clairement identifier et séparer les enjeux (cibles de la conservation) des moyens à mettre en œuvre et des ressources disponibles (projets/actions). La seconde erreur est de tenter de résoudre un problème mal défini (erreur 2), erreur la plus fréquente dans l'établissement des priorités. Pour cela, il faut (i) avoir une ligne directrice claire, c.-à-d. se fonder sur un ensemble de variables qui seront maximisées ou minimisées, (ii) disposer d'un ensemble bien défini de projets parmi lesquelles un sous-ensemble sera choisi comme priorité, (iii) relier la contribution des actions à la réalisation des objectifs, et (iv) inclure des contraintes en matière de ressources. D'après Game *et al.* (2013), la cause profonde de cette erreur est que les opérateurs de la conservation ne sont généralement pas les mêmes personnes que celles qui allouent les fonds ou engagent les organisations à agir, ce qui amènent les opérateurs à travailler dans un vide décisionnel. Les décideurs sont souvent réticents à reconnaître explicitement les préférences et les contraintes qui affectent leurs décisions (décisions antérieures, engagement contractuels ou réglementaires, visions politiques, contraintes budgétaires, etc.). Pour éviter cette erreur, Game *et al.* (2013) recommandent que les opérateurs travaillent en étroite collaboration avec les décideurs dès le tout début de l'exercice de conservation afin de garantir que les objectifs visés reflètent fidèlement les valeurs de la communauté et des parties prenantes (Gregory 2000). La troisième erreur est de confondre le processus d'identification des cibles de la conservation (taxons, populations, habitats, milieux) avec la priorisation des projets d'actions à mener (erreur 3). Autrement dit, utiliser une liste d'espèces "prioritaires" comme liste de priorités d'actions. Game *et al.* (2013) soutiennent que seules les actions peuvent être légitimement classées par ordre de priorité car elles sont directement reliées aux ressources (cf. erreur 1) alors que les cibles ne le sont pas. Donner la priorité aux actions n'implique pas d'ignorer les cibles de conservation mais de définir et de prioriser ce que l'on veut faire pour elles en termes de sauvegarde au moyen d'une combinaison de critères et de moyens (cf. erreurs 1 & 2). Enfin, une quatrième erreur est de ne pas reconnaître le risque d'échec des actions menées (erreur 4). Pour différentes raisons un plan de conservation peut échouer soit en raison d'une mauvaise gestion/planification (cf. erreurs 1 à 3), d'erreurs techniques, de la perte du soutien de la communauté ou de changement d'intérêt de la part des décideurs. La façon la plus simple et la plus logique de reconnaître les

risques d'échec est de les exprimer sous forme de probabilités (pour exemple [Game et al. 2008](#), [Joseph et al. 2009](#)). Pour cela, il est important de communiquer sur les échecs déjà encourus, lesquels sont généralement peu diffusés dans la littérature pour des raisons déjà explicitées (cf. *supra*).

Puisque les ressources financières et humaines ne sont pas suffisantes pour mettre en œuvre l'ensemble des actions nécessaires pour la conservation de la biodiversité dans une zone donnée, il est néanmoins possible d'établir des priorités vers les espèces, les habitats, les populations ou les milieux les plus vulnérables ([Brooks et al. 2006](#), [Pullin et al. 2013](#), [Crain & Tremblay 2014](#)). Une telle approche stratégique implique de dérouler différentes étapes ([Joseph et al. 2009](#), [Margules & Pressey 2000](#), [Pullin et al. 2013](#), [Wilson et al. 2009](#)) : (i) identifier les cibles (taxons, habitats, populations ou aires) à partir d'une approche critériée, (ii) définir un ensemble de projets de conservation et les prioriser et (iii) sélectionner et mettre en œuvre les actions de conservation puis évaluer leur succès.

Dans la littérature les termes "priorisation" ou "hiérarchisation" sont souvent utilisés indistinctement pour classer les cibles de la conservation sans forcément tenir compte de la nature des actions ou des projets (cf. *supra*, erreurs 1 & 2). En effet, comme le souligne [Le Berre et al. \(2019\)](#), une hiérarchisation est basée sur l'idée d'ordre et peut conduire à une priorisation, bien que la priorisation ne soit pas nécessairement hiérarchique. La hiérarchisation est définie comme une méthode de classement d'espèces, d'habitats, de populations ou de lieux selon des critères définis comme le degré de menaces et la patrimonialité. La priorisation est définie comme l'établissement de priorités pour les actions associées aux espèces, aux habitats, aux populations ou de lieux selon des critères multiples (faisabilité, acceptabilité, nature des menaces, coût global, etc.). Les méthodes de hiérarchisation permettent donc de classer et d'identifier les cibles de la conservation (espèces, habitats, populations ou aires) puis les méthodes de priorisation des actions permettent de décider de l'allocation des ressources ([Dunn et al. 1999](#), [Mace et al. 2007](#)).

Dans le cadre de ce PRA, les taxons sont désignés comme les cibles de la conservation. Une approche centrée sur les aires biogéographiques, les populations ou les habitats est difficilement applicable au regard des déficits de connaissance sur les répartitions géographiques (déficit wallacéen), l'état des populations (déficit prestonien) et les communautés (déficit eltonien). Les espèces cibles, ici les plus menacées parmi l'ensemble des espèces de mollusques dulcicoles de la région, sont identifiées sur la base notamment de la probabilité d'extinction, à plus ou moins court terme, à l'échelle locale ou globale (endémique). Cette approche est développée dans le premier chapitre.

Un projet de conservation est ici défini comme un ensemble d'actions nécessaires pour la sauvegarde des espèces cibles. En ce qui concerne les actions, on distingue clairement les actions qui relèvent de l'amélioration des connaissances (inventaires, suivi de population, étude de la micro-répartition, etc.) des actions de conservation proprement dites, c.-à-d. celles qui engagent des interventions directes ou indirectes sur les populations/habitats (renaturation, renforcement de population, translocation, etc.).

Les méthodes pour prioriser les projets, et donc finalement l'allocation des ressources, reposent sur un ensemble de critères pondérés (maximisé *versus* minimisé) comme les "propriétés" des espèces (espèce indicatrice, parapluie, emblématique par exemple), la probabilité de réussite du projet, les coûts ou les ressources disponibles. En effet, l'allocation des ressources fondée uniquement sur le degré de menace n'est pas la stratégie la plus pertinente, car les espèces identifiées comme sérieusement menacées nécessitent des efforts de conservation souvent considérables avec possiblement une forte probabilité d'échec, alors que d'autres taxons moins menacés peuvent être protégés à moindre coût et avec une plus forte probabilité de

réussite (Marsh *et al.* 2007, Possingham *et al.* 2002). C'est pourquoi, nous fournissons dans le deuxième chapitre une approche méthodologique pour prioriser ces projets de conservation sans perdre de vue l'objectif initial de ce PRA qui est l'amélioration des connaissances et de la conservation pour le plus grand nombre d'espèces de mollusques aquatiques, et ce, dans un cadre budgétaire donné. L'amélioration des connaissances et l'expérience acquise en termes de conservation pourront également (ré)orienter les approches de gestion et de priorisation en "cours de route" comme suggéré par Williams *et al.* (2009) dans le concept de conservation adaptative.

Enfin, à l'issue de ces deux étapes pour sélectionner espèces cibles et projets, nous donnons dans le troisième chapitre l'état de l'art des connaissances et des recommandations pour dérouler les plans de conservation putatifs pour 7 espèces. L'objectif sous-jacent est de permettre aux acteurs de la conservation de pouvoir s'approprier techniquement et financièrement ces PRA "espèces".

## 1. Identification des espèces cibles : actions de conservation *versus* renforcement des connaissances

Les méthodes de hiérarchisation s'insèrent comme une première étape possible dans l'élaboration d'une stratégie globale de conservation, en proposant notamment des listes d'espèces classées en fonction des degrés de menace en tenant compte de la disponibilité des données et des spécificités du territoire. Globalement, ces méthodes diffèrent des listes de protection réglementaire qui reposent habituellement sur des avis d'experts et non sur des critères évalués objectivement. Par ailleurs, bien que les Listes rouges UICN soient des outils essentiels et critiques pour la conservation des espèces, l'évaluation du risque d'extinction et l'établissement de priorités sont deux processus liés mais bien différents (UICN 2003, Gauthier *et al.* 2010, cf. erreur 3 de Game *et al.* 2013). En outre, les Listes rouges ne reflètent pas toujours les enjeux réels, en particulier pour une zone géographique donnée où il peut être préférable de concentrer les efforts sur les espèces (sub)endémiques ou en marge d'aire de répartition.

Bien que les approches de hiérarchisation soient très diversifiées en termes de cibles et d'objectifs (pour une vue d'ensemble se reporter à Le Berre *et al.* 2019), Dunn *et al.* (1999) admettent que les différences obtenues entre ces systèmes de classement sont moins importantes que la nécessité de mettre en œuvre des processus d'évaluation pour identifier et fournir des priorités et des objectifs bien définis afin d'améliorer l'efficacité des actions de conservation (cf. erreur 2 de Game *et al.* 2013).

Alternativement, une approche de hiérarchisation centrée sur le rôle et la place des espèces dans les écosystèmes aurait pu être utilisée. En effet, la question peut se poser si les (rares) ressources de la conservation doivent être allouées prioritairement vers des espèces objectivement menacées ou vers des espèces "non menacées" mais jouant des rôles clés dans les écosystèmes. Or le manque et l'hétérogénéité des données sur le statut écologique *sensu lato* des espèces (cf. chapitre déficit d'Elton) handicapent sévèrement cette approche. C'est pourquoi, le critère du degré de menace est majoritairement utilisé et, ici, retenu. En revanche, l'ensemble des connaissances disponibles sur les espèces peut être mobilisé dans le cadre des procédures de priorisations des projets de conservation (cf. *infra*).

Par ailleurs, les nombreux déficits qui affectent la connaissance réduisent considérablement le choix des méthodes de hiérarchisation. Celle proposée par Gauthier *et al.* (2010), et adoptée par Bichain *et al.* (2021) pour les mollusques du quart nord-est de la France, repose sur seulement trois critères "facilement"

quantifiables (responsabilité régionale, vulnérabilité et rareté locale) et répond aux exigences recommandées pour déterminer les priorités de conservation (Le Berre *et al.* 2019). Cependant, depuis la publication des Listes rouges française (UICN comité français, OFB & MNHN 2021) et de la région Grand Est (ODONAT Grand Est 2023), il est désormais possible d'appliquer à notre échelle de travail la méthode proposée par Barneix & Gigot (2013) et qui répond également aux recommandations de Le Berre *et al.* (2019). En effet, la méthodologie de Barneix & Gigot (2013) nécessite (i) un nombre limité de critères (vulnérabilité et responsabilité patrimoniale) et fournit par conséquent une approche simple et rapidement ré-actualisable en fonction des données nouvelles et permet (ii) d'impliquer et de valoriser l'ensemble des résultats des Listes rouges régionales et de niveaux supérieurs ainsi que les espèces catégorisées en préoccupation mineures [LC] et en données insuffisantes [DD], souvent laissées en marge des évaluations, et (iii) de séparer clairement les enjeux de conservation des enjeux d'amélioration des connaissances.

### 1.1 Identification des espèces cibles à fort enjeux de conservation

La méthode de hiérarchisation des enjeux de conservation de Barneix & Gigot (2013) repose sur la confrontation de deux critères principaux : la vulnérabilité et la responsabilité patrimoniale. En cela, elle est assez proche de la méthode de Gauthier *et al.* (2010). La vulnérabilité permet de refléter la probabilité d'extinction d'une espèce alors que la responsabilité patrimoniale représente l'importance de l'aire étudiée, ici le Grand Est, dans le maintien des taxons à l'échelle d'un territoire de référence, ici le territoire métropolitain.

Un indice de vulnérabilité (IV) pour chaque espèce est obtenu en croisant son statut sur la Liste rouge régionale à celui inscrit sur la Liste rouge nationale. Les espèces catégorisées DD [données insuffisantes] à l'échelle régionale sont exclues de ce traitement puisque ce statut ne permet pas l'évaluation du niveau de menace. Elles sont donc traitées dans la classification des priorités d'amélioration des connaissances (cf. *infra*). Le croisement des statuts UICN, régionaux et nationaux, permet de déterminer la valeur de l'indice IV pour chaque taxon qui est comprise entre 1 [niveau de vulnérabilité faible] et 5 [niveau de vulnérabilité alarmant].

L'indice de responsabilité patrimoniale (IR) exprime la part de la population globale d'une espèce qui est présente dans la région étudiée par rapport au territoire de référence. Pour le calcul de l'IR, il est possible d'utiliser les zones d'occupation (AOO) des différentes espèces provenant des travaux préalables à l'élaboration des Listes rouges pour les mollusques en France et du Grand Est. Le calcul de la responsabilité régionale pour chaque taxon repose sur une comparaison entre  $V_o$ , la Valeur observée, qui est le rapport entre l'AOO à l'échelle du territoire métropolitain et du Grand Est et  $V_a$ , la Valeur attendue, qui est le rapport entre la surface du territoire métropolitain et celle du Grand Est, soit un seuil de responsabilité "normalisée". L'indice de responsabilité est obtenu en comparant  $V_a$  et  $V_o$  pour chaque espèce. La valeur de IR varie de 1 [responsabilité régionale faible pour  $V_a < V_o$ ] à 5 [responsabilité régionale majeure pour  $V_o > 6V_a$ ]. En effet, d'après Barneix & Gigot (2013 : 27) : "si l'on suppose une distribution régulière et homogène des espèces sur l'ensemble du territoire de référence, ici la France, le territoire d'étude devrait héberger une proportion de population correspondant au rapport de la surface de la région sur la surface du territoire national. Même si dans les faits les répartitions d'espèces ne sont jamais vraiment régulières, cette approche permet de justifier, à partir de la valeur attendue ( $V_a$ ), les seuils des différents niveaux de responsabilité. La valeur observée ( $V_o$ ) peut être alors comparée à cette valeur attendue ( $V_a$ ) pour évaluer la responsabilité que possède une région

envers le maintien d'une espèce. On considère une responsabilité significative lorsque que  $V_o$  est supérieure ou égale à deux fois  $V_a$ ".

Pour finir, l'indice de priorité de conservation (IC), compris entre 1 et 25, est calculé par multiplication de l'indice de vulnérabilité (IV) avec celui de responsabilité patrimoniale (IR). Le niveau de priorité (NP) est attribué en fonction de la valeur de l'indice de priorité de conservation (IC) obtenu et varie de 1 [priorité de conservation faible] à 5 [priorité de conservation majeure].

Les espèces obtenant un niveau de priorité égal ou supérieur à 3 (priorités de conservation élevées à majeures) sont ici considérées comme des espèces cibles de type I (EC-I), c.-à-d. à haute priorité de conservation, et donc toutes candidates pour un plan d'actions de conservation (cf. *infra*) incluant nécessairement un volet d'amélioration des connaissances.

L'ensemble des données mobilisées pour l'application de cette méthode est présenté dans le [Tableau 1](#).

## 1.2 Handicap à la conservation : identification des espèces ayant un déficit de connaissances

[Barneix & Gigot \(2013\)](#) recommandent d'évaluer les priorités d'amélioration des connaissances pour les espèces DD de la Liste rouge régionale. Cette catégorie met en évidence les taxons pour lesquels le niveau d'information ne permet pas d'estimer le niveau de menace. La méthode consiste à croiser le statut des taxons catégorisés DD à l'échelle régionale avec leur statut national. Le niveau de priorité (NP) 1 correspond à une priorité de connaissances faible (DD x LC) avec l'hypothèse que les menaces à l'échelle régionale sont limitées. En revanche, pour les taxons qui obtiennent un niveau 2 (DD x NT), 3 (DD x DD) ou 4 (DD x CR, EN, VU), des actions d'amélioration des connaissances doivent être déployées afin de disposer d'informations suffisantes pour évaluer le degré de menace. Les espèces présentant un niveau de priorité (NP) supérieur à 1 sont ici nommées espèces cibles de type II (EC-II), et donc prioritaires à des actions d'amélioration des connaissances.

Pendant, les problématiques sous-jacentes à la méconnaissance peuvent être de différentes natures et notamment liées au handicap taxonomique ou à la faible détectabilité des taxons. [Bichain et al. \(2021\)](#) proposent d'utiliser (i) le niveau de détermination (cf. [Bichain et al. 2019](#)) comme proxy pour mesurer le handicap taxonomique, et (ii) la taille des espèces et la nature de l'habitat comme mesures indirectes de la probabilité de détecter une espèce. L'ensemble des données mobilisées pour l'application de cette méthode est présenté dans le [Tableau 2](#).

## 1.3 Résultats globaux : espèces cibles de type I (enjeux de conservation) et de type II (enjeux de connaissance)

Sur l'ensemble des 87 espèces de mollusques aquatiques présentes dans le Grand Est ([Annexe 2](#)), une est considérée comme disparue [Grande mulette, *Pseudunio auricularius* (Spengler, 1793)] et 13 sont des introduites. Ces taxons ont donc été écartés des analyses de hiérarchisation. Concernant les autres espèces, 54 ont une catégorisation UICN qui permet de les traiter dans les analyses de hiérarchisation des enjeux de conservation (EC-I) alors que 19 sont listées comme DD (données insuffisantes) à l'échelle régionale et sont donc évaluées en termes de priorités d'amélioration des connaissances (EC-II).

Parmi les espèces évaluées pour les enjeux de conservation, 16 ont des valeurs de IC supérieures ou égales à 3 et sont retenues comme espèces cibles de type I dont 5 gastéropodes et 11 bivalves ([Tableau 1](#)).

Sur l'ensemble des EC-I, 3 sont identifiées avec un niveau majeur de priorité de conservation (IC=5) [2 gastéropodes *Gyraulus rossmaessleri* (Auerswald, 1851), *Belgrandia gfrast* Haase, 2000 et un bivalve *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835)], 5 avec un niveau très élevé de priorité de conservation (IC=4) (2 gastéropodes *Myxas glutinosa* (O.F. Müller, 1774), *Valvata macrostoma* Mörch, 1864 et 3 bivalves *Unio tumidus* Philipsson, 1788, *Sphaerium solidum* (Normand, 1844) et *Sphaerium rivicola* (Lamarck, 1818)] et 8 avec un niveau élevé de priorité de conservation (IC=3) [1 gastéropode *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) et 7 bivalves *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758), *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Euglesa pseudosphaerium* (J. Favre, 1927), *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758), *Odhneripisidium conventus* (Clessin, 1877), *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798) et *Unio crassus* Philipsson, 1788]. Trois de ces taxons sont concernés par des mesures réglementaires [*Anisus vorticulus*, *Margaritifera margaritifera* et *Unio crassus*] car inscrits aux annexes II et IV de la Directive européenne Habitats-Faune-Flore ainsi que dans l'article 2 de l'arrêté ministériel du 23 avril 2007 fixant les listes des mollusques protégés sur l'ensemble du territoire national.

**Tableau 1-** Identification des espèces cibles de type I (priorité de conservation) d'après la méthode de Barneix & Gigot (2013)

Nom scientifique	LR GE	LR FR	IV	AOO GE	AOO FR	Vo	IR	IC	NP
<i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald, 1851)	EN	EN	5	88	88	100,0	5	25	5
<i>Pseudanodonta complanata</i> (Rossmässler, 1835)	VU	EN	4	96	140	68,6	5	20	5
<i>Belgrandia gfrast</i> Haase, 2000	VU	VU	4	4	4	100,0	5	20	5
<i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774)	CR	EN	5	12	40	30,0	3	15	4
<i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864	EN	DD	3	36	80	45,0	4	12	4
<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788	NT	NT	3	276	612	45,1	4	12	4
<i>Sphaerium solidum</i> (Normand, 1844)	CR	EN	5	16	124	12,9	2	10	4
<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)	EN	EN	5	80	428	18,7	2	10	4
<i>Unio crassus</i> Philipsson, 1788*	VU	LC	2	1052	2460	42,8	4	8	3
<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)	CR	NT	4	12	100	12,0	2	8	3
<i>Odhneripisidium conventus</i> (Clessin, 1877)	EN	VU	4	8	40	20,0	2	8	3
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	VU	VU	4	284	1900	14,9	2	8	3
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	VU	VU	4	668	3596	18,6	2	8	3
<i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)	CR	EN	5	68	2252	3,0	1	5	3
<i>Euglesa pseudosphaerium</i> (J. Favre, 1927)	CR	EN	5	4	124	3,2	1	5	3
<i>Margaritifera margaritifera</i> (Linnaeus, 1758)*	CR	EN	5	16	1176	1,4	1	5	3

Parmi les 19 espèces évaluées pour les enjeux d'amélioration des connaissances, 14 ont obtenu un niveau de priorité (NP) supérieur à 1 et sont donc retenues comme espèces cibles de type II (EC-II) dont 9 gastéropodes et 5 bivalves (Tableau 2). Sur l'ensemble des EC-II, 3 sont des gastéropodes avec un niveau de priorité maximal [*Viviparus contectus* (Millet, 1813), *Avenionia bourguignati* (Locard, 1883), *Bythiospeum rhenanum* (Lais, 1935)], 4 ont un niveau de priorité de 3 [2 gastéropodes *Ampullaceana ampla* (W. Hartmann, 1821), *Stagnicola corvus* (Gmelin, 1791) et 2 bivalves *Euglesa interstitialis* (Bössneck, Groh & Richling, 2020), *Sphaerium nucleus* (S. Studer, 1820)] et 7 ont un niveau de priorité de 2 [4 gastéropodes *Bythinella bicarinata* (Des Moulins, 1827), *Bythinella viridis* (Poiret, 1801), *Gyraulus parvus* (Say, 1817), *Segmentina nitida* (O.F. Müller, 1774) et 3 bivalves *Euglesa globularis* (Clessin, 1873), *Sphaerium ovale* (Férussac, 1807), *Euglesa pulchella* (Jenyns, 1832)]. Parmi ces taxons, *Bythinella bicarinata* et *B. viridis* sont inscrits à l'article 3 de l'arrêté ministériel du 23 avril 2007 fixant les listes des mollusques protégés sur l'ensemble du territoire national.

*Viviparus contectus* et *Segmentina nitida* posent peu de problème d'identification, ni d'accessibilité aux habitats. En revanche, toutes les espèces d'hydrobies (*Bythinella bicarinata*, *Bythinella viridis*, *Avenionia bourguignati*, *Bythiospeum rhenanum*) présentent un handicap taxonomique majeur puisque leur délimitation spécifique est discutée et/ou sont inféodées au milieu souterrain comme pour *A. bourguignati* et *B. rhenanum*, un habitat par conséquent peu accessible. En revanche, *Spiralix rayi* n'est pas retenu dans l'exercice de hiérarchisation sur la base de son aire de répartition à cheval sur deux régions ce qui entraîne un indice de responsabilité régionale faible.

Les handicaps de connaissance pour les microbivalves (*Euglesa globularis*, *E. interstitialis*, *E. pulchella*, *Sphaerium nucleus*, *S. ovale*) sont principalement liés à leur petite taille et donc à leur faible détectabilité, à la difficulté de détermination nécessitant un bon niveau d'expertise (par exemple pour distinguer *Sphaerium nucleus* de *S. ovale*) ou à la difficulté d'accéder aux habitats comme pour *Euglesa interstitialis* qui vit dans les eaux interstitielles des zones marécageuses.

Concernant les limnées, le handicap est principalement lié à la difficulté d'identification qui nécessite soit le recours aux caractères anatomiques pour *Stagnicola corvus*, soit aux caractères moléculaires pour *Ampullaceana ampla*.

**Tableau 2-** Identification des espèces cibles de type II (priorité d'amélioration des connaissances) d'après la méthode de Barneix & Gigot (2013)

	LR GE	LR FR	IV	AOO GE	AOO FR	Vo	IR	IC	NP
<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	DD	DD	3	96	132	72,7	5	15	4
<i>Avenionia bourguignati</i> (Locard, 1883)	DD	DD	3	4	4	100,0	5	15	4
<i>Bythiospeum rhenanum</i> (Lais, 1935)	DD	DD	3	40	40	100,0	5	15	4
<i>Gyraulus parvus</i> (Say, 1817)	DD	DD	3	36	884	4,1	1	3	3
<i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin, 1791)	DD	DD	3	24	64	37,5	3	9	3
<i>Sphaerium nucleus</i> (S. Studer, 1820)	DD	DD	3	108	268	40,3	3	9	3
<i>Ampullaceana ampla</i> (W. Hartmann, 1821)	DD	DD	3	4	20	20,0	2	6	3
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	LC	LC	1	424	480	88,3	5	5	3
<i>Sphaerium ovale</i> (Férussac, 1807)	DD	DD	3	8	168	4,8	1	3	2
<i>Euglesa globularis</i> (Clessin, 1873)	DD	DD	3	4	72	5,6	1	3	2
<i>Euglesa pulchella</i> (Jenyns, 1832)	DD	DD	3	20	304	6,6	1	3	2
<i>Segmentina nitida</i> (O.F. Müller, 1774)	DD	LC	1	140	324	43,2	4	4	2
<i>Bythinella viridis</i> (Poiret, 1801)	DD	LC	1	76	128	59,4	4	4	2
<i>Bythinella bicarinata</i> (Des Moulins, 1827)	DD	LC	1	60	96	62,5	4	4	2

Enfin, pour la planorbe *Gyraulus parvus*, le handicap est lié à une taxonomie encore récemment confuse puisqu'initialement ce taxon était considéré comme une espèce originaire d'Amérique du Nord et récemment introduite en Europe et distincte de la Planorbine lisse, *Gyraulus laevis* (Alder, 1838), considérée comme un endémique européen. Or les données de Lorencová et al. (2021) suggèrent un autre scénario avec une seule espèce à large répartition (*Gyraulus parvus sensu stricto*) au sein de laquelle il est possible de distinguer deux lignées, une nord-américaine (*Gyraulus cf. parvus sensu lato*) depuis au moins le milieu du pliocène (~4 MA) et une largement répandue en Europe (*G. cf. laevis*) durant le pléistocène et au début de l'Holocène (~11 700 ans). Lorencová et al. (2021) posent comme hypothèse que les populations actuelles de *Gyraulus laevis* à l'ouest de l'Europe seraient des reliques glaciaires de l'expansion d'un élément originellement sibérien et que par ailleurs, la lignée nord-américaine aurait subséquemment (re)colonisée, au début ou au

milieu de l'Holocène, à de multiples occasions le continent européen. Les auteurs soulignent que la lignée nord-américaine (*G. parvus*) montre une propension à habiter les zones humides eutrophes perturbées alors que la lignée européenne (*G. laevis*) a une préférence pour les zones humides mésotrophes non perturbées. Ces préférences en matière d'habitat pourraient influencer la réponse écophénotypique de l'espèce, ce qui expliquerait les différentes formes de coquilles initialement attribuées à cf. *laevis* et à cf. *parvus*.

Concrètement, les actions pour l'amélioration des connaissances sont intégrées dans l'axe 2 du PRA, sur la base des constats généraux réalisés déjà présentés (Partie I) avec pour les espèces de type I (EC-I) les actions A04 à A07 et pour les espèces de type II (EC-II) les actions A04, A05 et A08. Toutes les EC-I sont également candidates à un projet de conservation dont les modalités de sélection et de mise en œuvre sont respectivement développées dans les chapitres suivants (Partie II, Chapitres 2 et 3) et dans les actions de l'axe 3 du PRA.

## 2. Priorisation des projets de conservation

Les Protocoles de Priorisation de Projets (PPP, *Project Prioritization Protocol*, Joseph *et al.* 2009) permettent d'aider à sélectionner un ensemble de projets avec l'objectif d'y inclure le plus grand nombre d'espèces cibles pour un budget global déterminé (Hemming *et al.* 2021). Cela implique de proposer des hypothèses de projet de conservation comprenant l'ensemble des actions nécessaires pour la sauvegarde de chaque cible, puis d'évaluer le coût et la faisabilité de leur mise en œuvre ainsi que les bénéfices escomptés. Le classement des projets est réalisé sur la base du meilleur rapport efficacité-coût, puis le nombre total de projets est sélectionné jusqu'à épuisement du budget alloué. Les résultats obtenus par Joseph *et al.* (2009) montrent que l'utilisation rationnelle des informations relatives aux coûts et au succès augmente considérablement le nombre d'espèces intégrables dans des actions de conservation par rapport à des approches uniquement basées sur la hiérarchisation des projets de gestion fondés sur l'état des menaces. Nous renvoyons le lecteur à l'introduction de la seconde partie concernant les arguments incitant à séparer la hiérarchisation des entités biologiques nécessitant des approches de conservation, ici les espèces cibles de type I (Partie II, Chapitre 1) de la procédure de priorisation des projets décrite ci-après.

### 2.1 Présentation du protocole de priorisation

Plus concrètement, Joseph *et al.* (2009) proposent un protocole de priorisation qui consiste à attribuer une note à des critères utilisés comme proxy pour estimer le poids ( $W_i$ ) dans le processus de décision associé à chaque taxon, les coûts ( $C_i$ ), bénéfices ( $B_i$ ) et probabilité de succès ( $S_i$ ) de chaque projet de sauvegarde  $i$  associé aux différentes espèces cibles. Les projets sont ensuite classés par ordre décroissant du rapport efficacité-coût qui peut être calculé sur la base de  $R_i = [(W_i \times B_i \times S_i) / C_i]$ . Les valeurs les plus élevées de  $R_i$  indiquent qu'un projet présente un fort potentiel de réussite et/ou de bénéfice pour une espèce donnée, et ce, pour un coût relatif moindre. Puisque chaque projet est lié à une estimation financière, les projets de sauvegarde sont sélectionnés par ordre décroissant de  $R_i$  jusqu'à épuisement du budget global attribué.

Le protocole de Joseph *et al.* (2009) se déroule en 9 étapes avec : (i) la définition explicite des objectifs à atteindre ; (ii) l'identification des espèces cibles ; (iii) l'application d'une pondération  $W_i$  pour chaque espèce

cible ; (iv) une hypothèse/proposition de projet de gestion/conservation pour chaque espèce cible qui permettra, (v) une estimation des coûts  $C_i$  pour chacun d'entre eux, (vi) une estimation des bénéfices  $B_i$  pour chaque cible en termes de conservation/sauvegarde, (vii) une estimation de la probabilité de succès  $S_i$  des projets, (viii) l'identification des contraintes liées au déroulement des actions, et enfin (ix) le classement des projets en fonction de la valeur de  $R_i$ . Le protocole [Joseph et al. \(2009\)](#) est adapté à notre situation, territoire et groupe taxonomique, et suit rigoureusement ces 9 étapes ci-après détaillées.

**Étape 1.** Pour répartir au mieux les ressources, il est essentiel d'énoncer clairement les objectifs de l'exercice de priorisation (cf. *supra*, erreur 2 de [Game et al. 2013](#)). L'objectif est ici **la mise en œuvre de projets de conservation afin d'assurer la sauvegarde du plus grand nombre possible d'espèces de mollusques aquatiques menacées d'extinction à l'échelle du Grand Est**. Le terme "sauvegarde" est défini comme la mise en sécurité contre l'extinction à l'état sauvage. Il peut être considéré comme synonyme ou proche du terme "conservation" avec la nuance que ce dernier implique de maintenir intact, ou dans le même état, les habitats et les populations alors que la notion de sauvegarde implique de garantir la survie des espèces par des moyens adaptés. La sauvegarde d'une espèce est atteinte lorsque les preuves disponibles indiquent qu'il existe au moins une (méta)population viable et stable (une ou plusieurs populations à l'échelle du territoire) et capable de disperser lorsque les principaux agents de déclin seront atténués ou éliminés.

**Étape 2.** Dans notre cas, les cibles sont les espèces identifiées sur la base de leur probabilité d'extinction à l'échelle régionale (cf. *infra*, [Partie II, chapitre 1](#)). Autrement dit, il s'agit des espèces dont la probabilité d'être sauvegardée, sans actions de conservation, est inférieure à 95% d'ici 50 ans ([UICN 2023](#)). Au total, les 16 espèces cibles de type I (EC-I) sont candidates à un projet de conservation ([Partie II, Chapitre 1.3 & Tableau 1](#)).

**Étape 3.** Des facteurs sociaux, politiques ou biologiques peuvent intervenir dans un PPP sur la base de critères culturels, économiques, évolutif ou écologique comme la potentialité d'une espèce à être indicatrice de qualité d'habitat ou de richesse spécifique ([Joseph et al. 2009](#)). Cette étape consiste finalement à donner plus de poids à une espèce, plutôt qu'à une autre, en attribuant une notation aux différents critères retenus dans l'exercice de priorisation. Le niveau de pondération  $W_i$  d'une espèce est calculé en additionnant le score attribué à chacun des critères retenus. Nous faisons ici le choix d'utiliser 3 critères directement attachés aux espèces et qui permettent de prendre en compte (i) leur caractère distinctif (critère taxonomique et évolutif) et leur potentialité en tant qu'indicateur (critère écologique) de (ii) l'état de conservation des habitats, et (iii) de la diversité des malacofaunes.

Concernant le caractère distinctif des taxons, nous donnons plus de poids aux espèces endémiques et aux genres mono-spécifiques afin de pondérer le caractère irremplaçable de certaines lignées évolutives ([Partie I, chapitre 4.4](#)). Ce critère est noté  $li$  et une valeur de 0 ou de 1 peut lui être attribuée. Un score de 1 est donné à *Belgrandia grafi*, taxon micro-endémique et à *Myxas glutinosa* et *Pseudanodonta complanata* qui appartiennent respectivement à deux genres monospécifiques.

Nous considérons également qu'une espèce a plus de poids dans le processus de décision si elle est strictement inféodée à un écosystème donné. L'argument est de considérer les exigences écologiques comme un indicateur de l'état de conservation des habitats. Par exemple, les populations fonctionnelles de *Margaritifera margaritifera* sont strictement liées à l'aval des grands cours d'eau oligotrophes en bon état de conservation, ou encore *Anisus vorticulus* qui est inféodée aux petits plans d'eau non pollués des plaines

alluviales. Inversement, une espèce ayant une plus grande valence écologique comme *Unio crassus*, laquelle peut être présente dans de nombreux habitats dont des milieux dégradés, aura un poids moindre. Ce critère est noté **Hi** et une valeur de 1 à 4 est attribuée aux taxons en fonction de leur niveau de spécificité écologique (Tableau 3).

Enfin, nous considérons que les espèces qui sont liées à des habitats accueillant des malacocoenoses diversifiées doivent avoir plus de poids dans la procédure de prise de décision. Par exemple, les grands fleuves ou rivières alcalines de basse altitude où vivent les populations de *Potomida littoralis* présentent des alpha-diversités malacologiques plus importantes que l'amont des cours d'eau oligotrophes (Prié 2017). Ce critère est noté **Ai** et une valeur de 0 à 2 est attribuée aux taxons en fonction de la richesse des malacocoenoses associée à leur(s) habitat(s) (Tableau 3). La littérature est systématiquement consultée pour obtenir les arguments nécessaires à l'attribution des scores de **Hi** et de **Ai**.

Le niveau de pondération d'une espèce (**Wi**, notation de Joseph *et al.* 2009) est obtenu en réalisant la somme des scores de **li**, **Hi** et **Ai** soit  $Wi = li + Hi + Ai$ . La valeur de **Wi** varie de 1 [niveau de pondération faible] à 7 [niveau de pondération fort, autrement dit un poids important dans le processus de décision]. Alternativement, les espèces peuvent être traitées de manière égale, c'est-à-dire sans pondération. Conséquemment, le classement des projets peut être réalisé et comparé avec ou sans pondération des cibles.

**Étape 4.** Pour chaque espèce cible, un projet de conservation est élaboré dans les grandes lignes incluant des propositions d'actions nécessaires afin d'obtenir une probabilité raisonnable de sauvegarder l'espèce sur les 50 prochaines années. Chaque projet comporte les éléments suivants qui permettent de décrire la nature et l'intensité du projet (Tableau 3) : les actions d'amélioration de connaissances, le nombre minimum d'opérateur(s) et d'infrastructure(s), le ou les type(s) d'intervention envisagé(s) (élevage, translocation, lutte contre les espèces invasives, actions réglementaires, gestion, restauration ou renaturation des habitats) et la durée de la mise en œuvre. Nous y intégrons également les éléments existants facilitateurs (facteurs favorables) et les handicaps (facteurs défavorables) à leur mise en œuvre.

**Étape 5.** Le chiffrage en valeur monétaire étant difficile à évaluer, le coût de chaque projet (**Ci**) est estimé à travers un indice global dont la valeur est comprise entre 1 (peu coûteux) et 5 (très coûteux). La valeur de cet indice est attribuée en fonction de la nature, du nombre et de la durée des interventions/actions planifiées pour la sauvegarde des cibles. Par exemple, la restauration de la dynamique d'un système hydrologique comme une grande rivière est estimée comme plus coûteuse qu'un projet basé uniquement sur une gestion adaptée d'un habitat. L'ensemble des critères d'attribution des scores est donné dans le Tableau 3.

**Étape 6.** Le bénéfice d'un projet conservation (**Bi**) est la différence entre la probabilité que l'espèce soit sauvegardée dans 50 ans avec (**Pi**) et sans (**Po**) programme de conservation (soit  $Bi = Pi - Po$ ). La probabilité d'extinction d'une espèce est évaluée à partir de son statut régional UICN. Les probabilités d'extinction **Po** sont estimées à >95%, 42%, <5% et <0.04%, sur les 50 prochaines années, respectivement pour les espèces catégorisées En danger Critique [CR], En danger [EN], Vulnérable [VU] et Quasi-menacée [NT] (Mooers *et al.* 2008, UICN 2023). Les connaissances disponibles pour de nombreuses espèces ne sont pas suffisantes pour estimer les paramètres des modèles de viabilité des populations. Par conséquent, l'estimation des probabilités de sauvegarde (**Pi**) des espèces cibles est réalisée sur dire d'expert.

**Étape 7.** La probabilité de réussite d'un projet ( $S_i$ ) dépend qu'il soit mis en œuvre avec succès ( $M_i$ ), et que sa mise en œuvre soit un succès ( $N_i$ ) avec  $S_i = M_i \times N_i$ . Autrement dit,  $M_i$  est la probabilité qu'un projet puisse se faire et  $N_i$  la probabilité qu'il puisse atteindre ses objectifs s'il est réalisé.

Nous utilisons comme proxy du succès de mise en œuvre ( $M_i$ ) le niveau de déficit ou de handicap de connaissances ( $h$ , critère technique et scientifique, noté de 1 à 3), les aspects réglementaires contraignants liés à une espèce ( $r$ , critère juridique, noté 0 ou 1), la présence de population(s) sur une aire réglementée ( $a$ , critère juridique et politique, noté 0 ou 1) et la potentialité d'une espèce à être reconnue comme une espèce emblématique ( $e$ , critère politique et social, noté 0 ou 1). La valeur de  $M_i$  est calculée en additionnant l'ensemble des scores obtenus pour chacun de ces quatre critères rapportés au score global le plus élevé (ici 6) soit  $M_i = [(h + r + a + e) / 6]$  (Tableau 3). Une valeur de  $M_i=1$  indique que la probabilité de réussite de la mise en œuvre d'un projet  $i$  est forte car liée à une espèce à fort potentiel d'acceptation sur le territoire et/ou prise en compte par une réglementation contraignante (par exemple l'annexe 2 de la Directive Habitats), comme la Mulette perlière (*Margaritifera margaritifera*) et/ou au moins une population est présente, par exemple, au sein d'une Réserve naturelle nationale, comme la Belgrandie gfrast (*Belgrandia gfrast*).

Nous utilisons comme proxy de la probabilité de réussite de la mise en œuvre ( $N_i$ ), la hauteur des difficultés techniques/opérationnelles et/ou leur efficacité ( $d$ , noté de 1 à 4) et les verrous possibles à la conservation comme des paramètres écologiques particulièrement limitants ( $v$ , noté de 0 à 2) comme la présence d'une phase du cycle de développement liée à un hôte chez les unionidés ou d'une phase interstitielle des juvéniles. La valeur de  $N_i$  est calculée en additionnant l'ensemble des scores obtenus pour  $d$  et  $v$  rapporté au score global le plus élevé (ici 6) soit  $N_i = [(d + v) / 6]$  (Tableau 3). Une valeur de  $N_i=1$  indique que la probabilité que la mise en œuvre d'un projet puisse être un succès est forte car liée à des actions techniques de faible intensité et documentées comme efficaces (par exemple la gestion des habitats pour *Anisus vorticulus*) pour une espèce n'ayant pas de limites écologiques fortes.

**Étape 8.** La principale contrainte du problème de l'allocation des ressources financières est la taille globale du budget disponible pour la conservation des espèces cibles. Comme point de départ, le budget global alloué à ce PRA pour atteindre l'objectif fixé (cf. étape 1) est en l'état de 250 000 € sur une période de 10 ans soit 25 000€/an. Cette hypothèse haute n'inclut pas le budget attribué à l'ensemble des actions du PRA (Partie III).

Une approche estimative est de convertir les niveaux de coûts  $C_i$  (de 1 à 5) en valeur monétaire  $E_i$  (en euros). Nous estimons (i) qu'une valeur de  $C_i=1$  correspond à un budget global compris entre 12 500 € et 25 000€, estimation réalisée à partir du projet *Belgrandia* (données non publiées SHNEC et RNN Petite Camargue Alsacienne), et (ii) que le passage d'un niveau de  $C_i$  équivaut au plus au doublement du budget du niveau immédiatement inférieur. Le budget  $E_i$  d'un projet  $i$  peut donc être estimé à partir de  $C_i$  avec  $E_i$  compris entre  $E_{i_{\min}} = 12\,500 \times 2^{(C_i-1)}$  et  $E_{i_{\max}} = 25\,000 \times 2^{(C_i-1)}$ . Par exemple, le budget global d'un projet dont la valeur de  $C_i$  est de 5 est estimé entre 200 000€ et 400 000€, estimation cohérente avec les chiffres donnés pour la réalisation du Plan de Conservation de la Mulette perlière dans les Vosges (SHNEC 2019), hors travaux lourds de restauration/renaturation programmé sur l'ensemble du bassin versant de la Vologne.

**Étape 9.** Le classement des projets est réalisé sur la valeur de l'indice  $R_i = (W_i \times B_i \times S_i) / C_i$ , qui est une mesure du rapport coût-efficacité où  $W_i$  est le poids attribué à chaque espèce (étape 3),  $B_i$  le bénéfice attendu en termes de sauvegarde (étape 4),  $S_i$  la probabilité de succès (étape 7) et  $C_i$  le coût global (étape 5).

**Tableau 3** - Critères de notation dans l'exercice de priorisation des projets de conservation

<b>Wi Pondération des espèces (Wi = Ai + Hi + li) [Etape 3]</b>	
<b>Ai</b> critère diversité malacologique	<b>0</b> = peu diversifié ; <b>1</b> = +/- diversifié ; <b>2</b> = diversifié ou prend en compte d'autre(s) espèce(s) cible(s) de type I ou II
<b>Hi</b> critère habitat	<b>1</b> = plusieurs habitats ; <b>2</b> = espèce spécialiste de grands écosystèmes +/- fréquents dans la région (rivières, fleuves, grand lac) ; <b>3</b> = espèce spécialiste d'écosystèmes souvent de petites tailles ou +/- rares dans la région (lacs d'altitude, sources, tourbières, zones marécageuses) ; <b>4</b> = espèce spécialiste d'habitats reliques autrefois répandus (zones temporaires, résurgence phréatique)
<b>li</b> critère espèce "irremplaçable"	<b>0</b> = non ; <b>1</b> = espèce endémique ou genre monospécifique
<b>Ci Coûts des projets [Etape 5]</b>	
<b>1</b> = actions de connaissances = amélioration des connaissances nécessaire mais peu de déficit handicapant ; actions de conservation = gestion adaptée des milieux ; durée des actions < à la moitié de la durée du PRA ; <b>2</b> = actions de connaissances = connaissances régionales à améliorer (répartition + population) ; actions de conservation = gestion adaptée des milieux ; durée des actions < à la moitié de la durée du PRA ; <b>3</b> = actions de connaissances = connaissances régionales à améliorer (répartition + population + écologie) ; actions de conservation = gestion adaptée des milieux et/ou renforcement de population et/ou translocation ; durée des actions = à la moitié de la durée du PRA ; <b>4</b> = actions de connaissances = connaissances régionales à améliorer significativement (répartition + population + écologie) ; actions de conservation = actions conséquentes (gestion adaptée + translocation + renforcement) ; durée des actions > à la moitié de la durée du PRA ; <b>5</b> = actions de connaissances = connaissances régionales à améliorer significativement (répartition + population + écologie) ; actions de conservation = actions lourdes (restauration/renaturation, translocation, élevage) ; durée des actions > à la durée du PRA	
<b>Bi Bénéfices des projets [Etape 6]</b>	
Probabilité que l'espèce soit en sécurité dans 50 ans avec gestion (Pi)	Probabilité sur dire d'expert
Probabilité que l'espèce soit en sécurité dans 50 ans sans gestion (Po)	probabilité UICN : CR < 5% ; EN ~ 58% ; VU > 95% ; NT ~ 99,6%
<b>Si Probabilité de réussite (Si = Mi x Ni) [Etape 7]</b>	
<b>Mi</b> : mis en œuvre avec succès $Mi = (h + r + a + e) / 6$	
<b>h</b> contraintes opérationnelles	<b>1</b> = fortes (difficultés d'identification + d'accès aux milieux + détectabilité) ; <b>2</b> = moyen (difficultés d'identification ou d'accès aux milieux) ; <b>3</b> = faible (pas de contrainte pouvant entraver la mise en œuvre)
<b>r</b> contraintes juridiques	<b>1</b> = espèce réglementée ; <b>0</b> = espèce non réglementée
<b>a</b> contraintes juridiques/politiques	<b>1</b> = site(s) de présence dans une aire réglementée ; <b>0</b> = aucun site de présence dans une aire réglementée
<b>e</b> contraintes sociales/politiques	<b>1</b> = espèce ayant un potentiel emblématique ; <b>0</b> = espèce n'ayant pas un potentiel emblématique
<b>Ni</b> : succès de la mise en œuvre $Ni = (d + v) / 6$	
<b>d</b> difficultés techniques	<b>1</b> = très élevées (renaturation/restauration, élevage, translocation, travaux à l'échelle d'un bassin versant) ; <b>2</b> = difficultés techniques élevées (renaturation/restauration, translocation, renforcement de population, gestion, travaux plus localisés) ; <b>3</b> = moyennement élevées (gestion, translocation dans des milieux encore en bon état de conservation) ; <b>4</b> = faibles (gestion de milieu uniquement)
<b>v</b> verrou de conservation	<b>2</b> = aucun verrou écologique connu ; <b>1</b> = verrou écologique inconnu ; <b>0</b> = verrou écologique connu (lié à une partie du cycle de développement par exemple)

Trois classements ont été réalisés et comparés, par ordre décroissant de la valeur de **Ri** avec ou sans pondération **Wi** et par ordre décroissant de l'indice de priorité de conservation (**IC**, cf. [Partie II, Chapitre 1.1 & Tableau 1](#)). Le classement fondé sur l'**IC** permet d'arbitrer entre deux valeurs identiques de **Ri**. La préférence sera donnée à un projet pour lequel l'espèce présente une plus forte valeur d'**IC**.

Le plus grand nombre **n** de projets, choisi dans l'ordre décroissant de leur valeur de **Ri**, qui peut être sélectionné dans le cadre de ce PRA ne doit dépasser le budget global attribué au PRA soit  $\sum_{(1-n)} E_n$

$\min \leq$  valeur du budget global en K€. L'obtention de financements additionnels permettra d'ajouter par ordre de priorité des espèces cibles supplémentaires.

## 2.2 Principaux résultats du protocole de priorisation des projets de conservation

Le classement des projets de conservation obtenu sur la base de la valeur de  $R_i$  (Tableau 4,  $C_3$ ) diffère significativement de celui obtenu à partir des catégorisations de menace UICN ou de l'Indice de Priorité de Conservation  $IC$  (Tableau 4,  $C_1$ ). Autrement dit, la priorisation des projets sur l'unique critère du degré de menace des espèces ne correspond pas à celle fondée sur l'estimation du coût-efficacité de chaque projet. En revanche, les classements réalisés par ordre décroissant de la valeur de  $R_i$  avec (Tableau 4,  $C_3$ ) ou sans pondération  $W_i$  (Tableau 4,  $C_2$ ) ne montrent pas de différences significatives. Les variables  $B_i$ , le bénéfice attendu en termes de sauvegarde, et  $C_i$ , le coût global de chaque projet, se révèlent les plus soumises à interprétation en termes de notation puisqu'il s'agit d'estimations essentiellement à dire d'expert. Cependant, si  $B_i$  est exclu du calcul de  $R_i$ , les classements obtenus uniquement à partir de  $W_i$ , poids attribué à chaque espèce et de  $S_i$  la probabilité de succès en prenant ou non en compte  $C_i$ , le coût global [ $(W_i \times S_i)$  versus  $(W_i \times S_i)/C_i$ ] montrent que quatre projets sont systématiquement identifiés comme prioritaires à travers toutes les analyses réalisées. Il s'agit des projets associés à *Gyraulus rossmaessleri* (Auerswald, 1851), *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834), *Myxas glutinosa* (O.F. Müller, 1774), *Belgrandia gfrast* Haase, 2000. Les projets liés à *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798), à *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835) et à *Valvata macrostoma* Mörch, 1864 apparaissent également parmi les plus hautes priorités dans la majorité des analyses effectuées.

Le coût total pour mettre en œuvre ces 16 projets de conservation est estimé entre 987 k€ et 1 975 k€ millions d'euros. Le classement des projets fondé uniquement sur les menaces ( $IC$ ) permet de prendre en compte au moins une espèce (*Margaritifera margaritifera*) et au plus trois (*Anisus vorticulus*, *Myxas glutinosa* et *Euglesa pseudosphaerium*) avec la contrainte d'un plafond financier maximal de 250k€. En revanche, le classement des projets fondés sur la méthode de priorisation, ici appliquée et adaptée à partir de Joseph *et al.* (2009), permet de retenir jusqu'à 7 projets de sauvegarde sur la base de  $E_{i\min}$  qui est l'estimation basse des coûts financiers. Toutefois, quatre projets (liés à *Gyraulus rossmaessleri*, *Anisus vorticulus*, *Myxas glutinosa*, *Belgrandia gfrast*) dont le coût global est estimé entre 137.5 k€ ( $E_{i\min}$ ) et 275 k€ ( $E_{i\max}$ ) s'inscrivent précisément dans le budget maximum alloué à ce PRA. Cependant, le projet putatif de conservation lié à *Anisus vorticulus* peut être également favorable à *Euglesa pseudosphaerium*, espèce qui présente des préférendums écologiques similaires. Par conséquent, c'est au moins 5 espèces qui peuvent être ici l'objet de mesures de gestion et/ou de conservation. Sur la base uniquement des coûts minimisés, 3 autres espèces pourraient être également intégrées avec *Potomida littoralis*, *Pseudanodonta complanata* et *Valvata macrostoma*.

Ce cadre fournit une méthode transparente et reproductible pour prioriser les actions afin de réduire le nombre d'extinctions attendues. Le fait d'énoncer clairement les étapes intervenant dans le processus décisionnel donne un cadre explicite pour atteindre les objectifs initiaux de conservation. L'application de cette méthode montre que pour sélectionner des mesures de gestion qui maximisent les bénéfices en termes d'espèces prises en compte, il ne suffit pas de classer les cibles uniquement sur leur statut de menace mais qu'il faut prendre en compte les coûts de gestion, les bénéfices en termes de sauvegarde et la probabilité de réussite des projets. Conséquemment, le nombre d'espèces prises en compte et le bénéfice global attendu

augmentent considérablement, précisément 1 à 3 espèces (classement sur les menaces) *versus* 5 à 8 espèces (classement sur le rapport coût/efficacité).

**Tableau 4** - Classement des projets liés aux EC-I d'après la méthode de priorisation de [Joseph et al. \(2009\)](#)

Nom valide	IC	NPC	Wi	Bi	Si	Ci	Ri	Cl <sub>1</sub>	Cl <sub>2</sub>	Cl <sub>3</sub>
<i>Gyraulus rosmaessleri</i> (Auerswald, 1851)	25	5	5	0,350	0,667	2	0,583	1	1	1
<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)	8	3	6	0,400	0,556	3	0,444	9	3	2
<i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774)	15	4	4	0,650	0,444	3	0,385	4	2	3
<i>Belgrandia gfrast</i> Haase, 2000	20	5	6	0,050	0,694	1	0,208	2	4	4
<i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)	5	3	4	0,450	0,167	4	0,075	15	7	5
<i>Pseudanodonta complanata</i> (Rossmässler, 1835)	20	5	4	0,200	0,333	4	0,067	3	8	6
<i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864	12	4	2	0,150	0,417	2	0,063	5	6	9
<i>Sphaerium solidum</i> (Normand, 1844)	10	4	4	0,450	0,111	4	0,050	7	10	7
<i>Odhneripisidium conventus</i> (Clessin, 1877)	8	3	3	0,200	0,222	3	0,044	10	9	8
<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)	10	4	4	0,350	0,111	4	0,039	8	11	10
<i>Unio crassus</i> Philipsson, 1788	8	3	4	0,020	0,833	3	0,022	11	13	11
<i>Margaritifera margaritifera</i> (Linnaeus, 1758)	5	3	3	0,200	0,167	5	0,020	16	12	12
<i>Euglesa pseudosphaerium</i> (J. Favre, 1927)	5	3	4	0,100	0,139	3	0,019	14	5	13
<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788	12	4	3	0,060	0,111	3	0,007	6	14	14
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	8	3	2	0,010	0,417	2	0,004	12	15	15
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	8	3	2	0,010	0,417	2	0,004	13	16	16

### 3. Présentation des projets de conservation sélectionnés

Nous fournissons ci-après les éléments de connaissances et les grands axes pour le déroulement de projets de conservation liés aux 7 espèces sélectionnées à partir de la méthode de [Joseph et al. \(2009\)](#). Chacun de ces projets de sauvegarde est par ailleurs détaillé et inscrit dans les fiches actions [A10.1](#) à [A10.7](#) de l'axe 3.

#### 3.1 La Planorbe naine, *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) [Gastéropode]

Les connaissances sur l'espèce sont, comparativement aux autres mollusques aquatiques, relativement bonnes, conséquence en partie de son inscription à la Directive "Habitats" en 2004 et des obligations réglementaires afférentes. Une littérature abondante est donc disponible et constitue par conséquent un socle d'informations favorables pour sa prise en compte dans les mesures de conservation et de gestion des sites. Nous donnons ci-après une brève monographie de l'espèce à partir notamment des données de [Terrier et al. \(2006\)](#) compilées à travers une centaine de publications auxquelles nous rajoutons les plus récentes comme [Glöer & Groh \(2007\)](#), [Myzyk \(2009\)](#), [Ormerod et al. \(2010\)](#), [Zettler \(2013\)](#) ou [Beran \(2015\)](#) et des comptes-rendus d'expériences de translocation ([AECOM/Abrehart Ecology 2015, 2016, 2017, 2018](#)). L'espèce a obtenu, dans l'exercice de hiérarchisation, un indice et un niveau de priorité de conservation respectivement de 8 sur 25 et de 3 sur 5. Son projet de sauvegarde est classé au deuxième rang (sur 16) dans l'exercice de priorisation ([Tableau 4](#)).

**Description/répartition globale :** La Planorbe naine est un gastéropode dont la coquille plane est composée de 5 à 5.5 tours convexes, avec une croissance régulière et un dernier tour légèrement plus grand que l'avant dernier. Les coquilles atteignent de 2.5 à 7 mm en diamètre et de 0.6 à 1.2 mm en hauteur. Chaque tour est



**Figure 10**— La Planorbe naine, *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834), dans le nord du Bas-Rhin

**A.** Bras mort à Morthen (Bas-Rhin) alimentée par la nappe phréatique ; **B.** Spécimen vivant récolté à Morthen ; **C.** Coquilles avec (en haut) ou sans (en bas) l'animal récoltées à Morthen. [Photographies : J.-M. BICHAIN pour A. & C. ; Julien RYELANDT pour B.]

séparé par une suture bien marquée. La face supérieure est aplatie à légèrement concave alors que la partie inférieure est légèrement, mais distinctement, concave (Figure 10). L'ouverture est ovale-elliptique avec une marge extérieure déprimée. Le bord extérieur du dernier tour a une carène centrée, qui peut être émoussée à franchement marquée. Chez les spécimens âgés, une fine membrane peut être visible sur la coquille donnant un aspect plus ou moins irisé aux coquilles. Son aire de répartition s'étend de la Grande-Bretagne et la France à l'ouest, jusque dans la partie occidentale de la Russie à l'est où elle atteint sa limite orientale à la rivière Ob et sa limite septentrionale en Suède. L'espèce est marginalement présente en Turquie (Glöer 2019).

**Connaissances générales :** La Planorbe naine adopte les pièces d'eau permanentes non polluées, stagnantes ou à courant lent et à tendance calcaire. Elle est présente parmi la végétation flottante des fossés de drainage des prairies humides, des annexes des plaines alluviales (mares, ruisseaux, dépressions, etc.) ou au niveau des berges des lacs et des rivières. L'association entre une eau claire et ensoleillée et une végétation aquatique abondante semble indispensable pour constituer un habitat favorable. En revanche, des

conditions anoxiques et hyper-eutrophes semblent lui être défavorables (Glöer & Groh 2007, Beran 2015). L'espèce occupe donc une variété d'habitats aquatiques qui peuvent être regroupés en deux grands types. Les habitats primaires sont représentés par les annexes alluviales des grands cours d'eau (bras mort, bras déconnecté, mare phréatique, etc.) ou le littoral des lacs. Les habitats secondaires comptent les fossés de drainage et les mares artificielles en contexte prairial (Castella *et al.* 2005, Glöer & Groh 2007).

Les habitats à *Anisus vorticulus* peuvent être associés avec des malacofaunes plus ou moins diversifiées (Ormerod *et al.* 2010, Beran 2015) incluant potentiellement deux espèces cibles à enjeux de conservation (EC-I) *Euglesa pseudosphaerium* et *Valvata macrostoma* ainsi que quatre espèces cibles à enjeux de connaissance (EC-II) *Sphaerium nucleus*, *Segmentina nitida*, *Gyraulus parvus* et *Euglesa pulchella*.

Les études les plus détaillées sur le cycle de vie de cette espèce ont été menées en Angleterre dans des fossés de drainage dans des prairies humides (Terrier *et al.* 2006) et en laboratoire par Myzyk (2008). La Planorbe naine est hermaphrodite. Pour les données en milieu naturel, Terrier *et al.* (2006) montrent que la reproduction a lieu principalement entre juin et mi-juillet durant une période de 6 à 8 semaines. La maturité sexuelle semble atteinte pour les spécimens ayant une coquille d'au moins 2.5 mm de diamètre. La ponte a lieu au cours du mois de septembre. Les animaux adultes atteignent une taille de 3.6 à 3.8 mm avant la fin de l'année. La température pourrait être l'un des facteurs les plus importants pour déterminer la période de reproduction et le taux de croissance. Dans les fossés britanniques, le taux de croissance relativement rapide des adultes au printemps coïncide avec une période où l'eau des fossés se réchauffe rapidement. Après la reproduction, la croissance des juvéniles est plus lente, de septembre à fin novembre avec une température de l'eau qui augmente peu. Pendant l'hiver, la croissance est ralentie, voire arrêtée, suivie par un redémarrage rapide au début du printemps.

Glöer & Groh (2007), pour des populations allemandes de la plaine du Rhin notamment, montrent que les premiers juvéniles semblent éclore en mars et que la longévité de l'espèce serait de 17 à 18 mois. La première année, les individus atteignent une largeur de 4 mm en 12 semaines, puis la seconde année, ils atteignent leur taille maximale de 5 à 5.5 mm en mai/juin. Les plus fortes abondances d'adultes apparaissent en mai/juin (jusqu'à 500 ind.m<sup>-1</sup>), alors que les adultes de l'année précédente sont encore vivants. Les juvéniles, éclos au printemps, se reproduisent la même année jusqu'en juin/juillet.

Les données obtenues en laboratoire (Myzyk 2008) montrent que les individus nés en mai/juin commencent à se reproduire 42 à 114 jours après l'éclosion, pour un diamètre de la coquille compris entre 3.0 et 5.2 mm. Certains d'entre eux continuent à se reproduire au printemps suivant. Les escargots éclos en juillet/août produisent leurs premières pontes l'année suivante. L'année de l'éclosion, les escargots produisent leurs dernières pontes jusqu'en octobre et l'année suivante généralement jusqu'en août. Au cours de leur vie, les escargots (maintenus en élevage par couple) produisent un maximum de 122 pontes avec un total de 511 œufs (par individu) et le nombre d'œufs par ponte est de 0 à 9. Les escargots maintenus seuls produisent un maximum de 10 pontes, la plupart sans œufs ou avec des œufs dépourvus d'ovocytes. La durée de vie pour l'espèce est de 68 à 776 jours avec une moyenne de 423 jours, ce qui est conforme aux observations de Glöer & Groh (2007).

Concernant la dispersion, il est probable que les inondations jouent un rôle important dans le transport des individus d'un plan d'eau à l'autre, attachés ou non à des fragments de plantes, particulièrement dans les plaines alluviales.

La nourriture et les habitudes alimentaires de cette espèce restent mal connues mais elle semble se nourrir de péryphyton et de tissus morts provenant de macrophytes terrestres et aquatiques.

**Menaces :** Le déclin des populations, constaté dans plusieurs pays européens, est attribué à la rectification des cours d'eau, au drainage des zones humides, aux modifications, à l'eutrophisation des masses d'eaux, à la baisse du niveau des eaux souterraines et à la gestion inappropriée de ses habitats (se reporter à [Terrier et al. 2006](#) pour une vue d'ensemble). Pour toutes ces raisons, *Anisus vorticulus* est catégorisée Quasi-menacée [NT] à l'échelle européenne. La tendance des populations en dehors de l'Europe (Russie, Turquie notamment) n'est pas connue et l'espèce est catégorisée *Données insuffisantes* [DD] à l'échelle mondiale ([Van Damme 2012](#)). Elle est considérée comme menacée en Allemagne, République Tchèque, Suède, Estonie, Suisse, Autriche, Angleterre et Pologne. L'espèce est catégorisée comme Quasi menacée [NT] et En danger critique [CR] respectivement dans les Listes rouges française ([UICN comité français, OFB & MNHN 2021](#)) et de la région Grand Est ([ODONAT Grand Est 2023](#)) et par ailleurs inscrite aux annexes II et IV de la Directive européenne Habitats-Faune-Flore ainsi que dans l'article 2 de l'arrêté ministériel du 23 avril 2007 fixant les listes des mollusques protégés sur l'ensemble du territoire national.

**Répartition en France et dans le Grand Est :** Les connaissances sur sa répartition sont parcellaires sur le territoire métropolitain. D'après les données disponibles, elle est documentée de la vallée du Rhône ([Castella et al. 2005](#)), du Nord-Pas-de-Calais ([Cucherat & Vanappelghem 2003](#), [Cucherat 2013](#)), de la Somme ([Biotopie 2009](#)), de Camargue ([Girardi 2009](#)), de Normandie ([Lecaplain 2016](#)) et possiblement en Franche-Comté ([Wells & Chatfield 1992](#), [Ryelandt 2022](#)).

Dans le Grand Est, l'espèce est probablement présente dans la partie auboise de la vallée de la Seine, compte tenu de sa découverte en 2010 dans une annexe alluviale à la frontière entre le département de Seine-et-Marne et l'Aube (X. Cucherat, 2010, donnée inédite). Cependant, l'espèce n'a pas depuis été retrouvée sur ce site (Cucherat 2020, rapport d'étude). En Alsace, l'espèce est citée pour la première fois par Geissert (1960) du ried entre Soufflenheim et Dalhunden dans le Bas-Rhin. Subséquemment, ce même auteur cite trois nouvelles stations (Geissert 1988) toujours dans le nord du Bas-Rhin : (i) dans une gravière à Seltz, (ii) dans un bras mort du Rhin en aval de Seltz et (iii) dans un fossé le long du Rhin au nord de Dalhunden. Cependant, ces habitats ont été depuis détruits ou profondément modifiés. Jusqu'en 2015, aucune donnée ne confirme la présence de l'espèce en Alsace, ce qui conduit Bichain (2015) à la catégoriser comme éteinte à l'échelle régionale dans la Liste Rouge des espèces menacées d'Alsace (Heuacker et al. 2015). En 2020, malgré une recherche extensive ciblée à la fois sur les stations alsaciennes documentées au 20ème siècle et sur plus d'une cinquantaine de sites aux alentours (SHNEC 2020, rapport d'étude), l'espèce n'est pas retrouvée. Cependant, une campagne ADNe menée en 2022, sur une quarantaine de stations dans la Zone Spéciale de Conservation FR4201797 – Secteur alluvial Rhin-Ried-Bruch (Bas-Rhin), permet de détecter *Anisus vorticulus* dans 9 d'entre elles (SHNEC 2022b, rapport d'étude). Une trentaine d'individus sont observés vivants sur l'une de ces stations à proximité de la RNN du Delta de la Sauer confirmant ainsi la détection ADNe. Il s'agit donc de la première observation de l'espèce depuis près de 40 ans en Alsace et, à notre connaissance, dans le Grand Est.

**Mesures de conservation et de gestion :** Les principales recommandations de gestion (par exemple [Terrier et al. 2006](#), [Glöer & Groh 2007](#), [Beran 2015](#)) sont (i) la limitation de l'invasion des sites par les plantes aquatiques par des coupes/enlèvement plus ou moins réguliers et/ou (ii) l'enlèvement des sédiments afin

d'éviter l'envasement et l'anoxie des milieux. Il semble en effet nécessaire d'empêcher la colonisation par des plantes qui produisent de l'ombre ou le développement de la couverture végétale à l'interface air/eau, qui limiteraient la capacité des individus à atteindre la surface pour respirer, en particulier dans les fossés où les concentrations en oxygène dissous sont faibles. Pour les plans d'eau interconnectés, il est recommandé de ne pas défricher toutes les parties du réseau en même temps. Il en va de même pour les linéaires plus isolés, où seuls des tronçons limités doivent être débroussaillés selon une rotation appropriée. La diminution de l'utilisation d'engrais, ou autres produits chimiques est également bénéfique pour l'espèce. En outre, la translocation d'individus à partir de sites appropriés peut être considérée comme une mesure de conservation possible, afin de permettre soit la dispersion entre sites déconnectés, soit le renforcement de populations. Cependant, les individus transférés doivent provenir préférentiellement (i) d'une population estimée comme extrêmement menacée à court terme ou à l'inverse d'une population non menacée, (ii) d'une localité la plus proche possible du site d'introduction, ou (iii) d'un site considéré comme "typique" pour l'espèce. En outre, l'introduction doit être réalisée dans des sites où les conditions appropriées seront maintenues à l'avenir. Il est également suggéré que les plans d'eau artificiels, comme les petites sablières ou gravières à végétation dense, à proximité des sites naturels d'origines, peuvent être considérés comme appropriés pour la translocation. L'élevage en condition artificielle d'*Anisus vorticulus* peut être réalisé sans difficulté dans de petits aquariums (volume de 0,5 à 1 litre avec une profondeur d'eau de 4 à 5 cm) afin de produire un grand nombre de descendants à partir d'un nombre réduit de géniteurs en 1 ou 2 ans. Le relâcher d'un grand nombre d'individus peut considérablement augmenter le succès des programmes de réintroduction, sans affecter les populations d'origine.

Enfin, l'espèce est relativement difficile à détecter sur le terrain en raison principalement de sa petite taille et des fluctuations saisonnières des populations. Par ailleurs, l'espèce peut être confondue en première approche avec des individus juvéniles d'*Anisus vortex*. Il est donc nécessaire d'appliquer des échantillonnages de la végétation immergée ou de sédiments, puis d'en extraire les spécimens en laboratoire et de les faire identifier par un malacologue expert. Il est également nécessaire de réitérer les échantillonnages dans l'année ou d'une année sur l'autre. Sur les sites de présence, des échantillonnages quantitatifs sont indispensables afin d'évaluer l'abondance des populations et la composition de la malacofaune, ainsi que de réaliser le relevé des paramètres de l'habitat.

### **Éléments favorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Mesures réglementaires européenne (Annexe II de la Directive « Habitats ») et nationale (article 2 de l'arrêté ministériel du 23 avril 2007) fortement contraignantes.
- Volume d'informations important sur l'écologie et la biologie disponible dans la littérature sur l'espèce.
- Habitats concernés à forte patrimonialité car considérés comme des reliques de zones humides naturelles autrefois étendues aujourd'hui disparues, dégradées ou fragmentées.
- Mesures de conservation et de gestion disponibles dans la littérature et constituant des éléments de référence, notamment en Allemagne sur un site réglementé limitrophe à la RNN du Delta de la Sauer.
- Moindre coût et faible technicité pour la mise en œuvre des mesures de gestion et de conservation (élevage, translocation).
- Espèce indicatrice de la qualité du milieu et de la diversité malacofaunique dont la gestion conservatoire des sites peut bénéficier à plusieurs espèces cibles du PRA (2 EC-I & 4 EC-II).

- Connaissances régionales consolidées avec 9 sites de présence potentielle détectés par méthode ADN sur une zone géographique restreinte dans le Bas-Rhin et une zone potentielle dans l'Aube.
- Présence de deux opérateurs possibles, CEN Alsace et CEN Champagne-Ardenne, pour le déroulement des actions de conservation respectivement dans le Bas-Rhin et dans l'Aube. Par ailleurs, le CEN Alsace est également le conservateur des RNN du secteur alluvial du Rhin où l'espèce est présente.
- Un site potentiel de présence de l'espèce a été identifié dans les limites administratives de la Réserve Biologique Dirigée du Daubensand (FR2300164).
- Prise en compte d'*Euglesa pseudosphaerium*, espèce cible de type I et dont le projet de conservation ressort également comme prioritaire. Cette espèce est connue dans le Grand Est de l'étang de la Horre (Rives-Derboises, Haute-Marne). Elle est présente dans les eaux stagnantes claires et non polluées, sur substrat vaseux. L'espèce est de très petite taille (3 mm) et son identification nécessite une approche experte. La gestion des habitats à *Anisus vorticulus* devrait donc être favorable à *Euglesa pseudosphaerium*.

### **Éléments défavorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Difficile à détecter et à identifier, nécessite l'intervention d'un malacologue expert.
- Faible potentiel d'espèce charismatique ou emblématique pour soutenir les campagnes de conservation.
- Estimation de l'abondance des populations nécessite des approches longues et spécifiques.

### **Actions prioritaires et immédiates**

- Confirmer la présence de l'espèce sur les sites de présence potentielle détectés par ADN par des protocoles d'échantillonnages adaptés.
- Estimation de l'abondance des populations, et cartographie des habitats, par des protocoles d'échantillonnages quantitatifs.
- Inventaire des communautés malacologiques sur les sites de présence.
- Évaluation des menaces sur chacun des sites de présence et des mesures de gestion nécessaires.
- Appliquer des mesures réglementaires sur les sites de présence.

### **Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires**

- Identifier des zones favorables à la réintroduction de l'espèce au sein des RNNs d'Offendorf et du Delta de la Sauer.
- Elevage et translocation de spécimens puis suivi de populations et gestion adaptée des sites.
- Appliquer des démarches ADN sur les sites de l'Aube et dans d'autres identifiées comme favorables dans le Grand Est à partir de modélisations et/ou de cartographie d'habitats.
- Suivi des populations sur l'ensemble des sites de présence de l'espèce.

## **3.2 La Belgrandie gfrast, *Belgrandia gfrast* Haase, 2000 [Gastéropode]**

La Belgrandie gfrast est un minuscule gastéropode du groupe des hydrobies qui a été décrite de la petite Camargue alsacienne (chenal des sources) près de Saint-Louis (Haut-Rhin). Les informations sur

l'écologie et la biologie de l'espèce découlent uniquement de la description originale de Haase (2000) et plus récemment d'une étude commanditée par la RNN de la Petite Camargue alsacienne sur la répartition de l'espèce (SHNEC 2022a). L'espèce obtient, dans l'exercice de hiérarchisation, un indice de priorité de conservation de 20 (sur 25) et par conséquent le plus haut niveau de priorité (NP=5) (Tableau 1). Son projet de sauvegarde est classé au quatrième rang (sur 16) dans l'exercice de priorisation (Tableau 4).

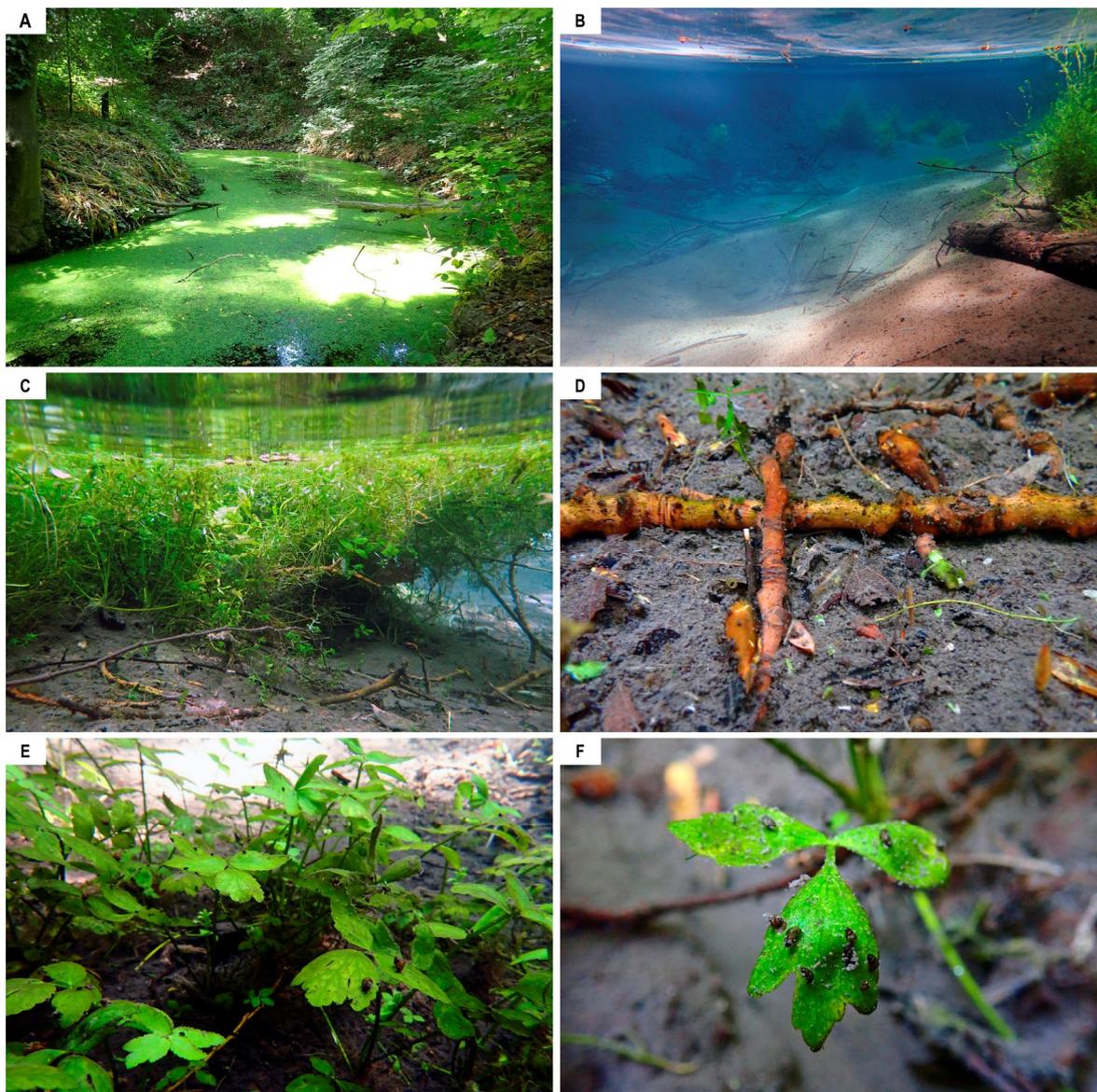
**Description/répartition globale :** La coquille est conique-allongée et mesure de 2.02 à 2.34 mm en hauteur et de 1.14 à 1.29 mm en diamètre, avec environ 4.5 tours convexes. L'apex est aigu et la protoconche enroulée sur plus d'un tour. L'ouverture est ovale avec un sinus dans sa partie basse, l'ombilic est étroit mais ouvert. Le dernier tour est marqué par un ou plusieurs bourrelets longitudinaux (ou varices) derrière l'ouverture. L'opercule est ellipsoïde, paucispiral, corné jaune sombre avec un nucleus sub-marginal orange. L'espèce est un endémique restreint du Chenal des Sources de la RNN de la Petite Camargue alsacienne dans le Haut-Rhin (Figure 11).

**Connaissances générales :** Le genre *Belgrandia* Bourguignat, 1870 compte 30 espèces (MolluscaBase 2023, <https://www.molluscabase.org/>) et son aire de répartition s'étend depuis la péninsule ibérique avec le Portugal (6 espèces) et l'Espagne (1 espèce), le sud, le centre et marginalement le nord-est de la France (13 espèces), l'Italie (8 espèces), la Grèce (1 espèce), la Croatie (1 espèce) et l'Albanie (1 espèce) (Bank et al. 2017). Le genre semble être également présent au Maroc (Kharboua 1988 in Haase 2000). *Belgrandia gfrast* est identifiée comme la représentante la plus septentrionale du genre, en large disjonction avec les autres belgrandies. Les données fossiles indiquent une répartition plus étendue du genre au milieu du Miocène et au Miocène tardif ainsi que durant les interglaciaires du Pléistocène. Le genre est en effet documenté dans les gisements paléontologiques du nord et de l'est de l'Europe, de l'Angleterre jusqu'en Biélorussie (Sanko & Gaigalas 2007, Esu & Ginaolla 2009, Sanko et al. 2011, Esu & Girotti 2015) incluant le bassin rhénan (Meijer & Preece 1996).

Les belgrandies sont caractérisées par des coquilles de petite taille dont la hauteur est inférieure à 2.5 mm et par la présence de varice(s) située(s) sur le dernier tour juste derrière l'ouverture. Des caractères anatomiques permettent également de diagnostiquer le genre, notamment à partir des caractères fournis par les appareils reproducteurs mâle et femelle, les espèces étant gonochoriques (sexes séparés).

D'une manière générale chez les hydrobies, la petite taille de ces animaux et le nombre restreint de caractères morpho-anatomiques diagnostiques, rendent leur alpha-taxonomie instable. Seules des approches intégratives, incluant des marqueurs moléculaires, permettent de résoudre les problématiques de délimitation des espèces issues d'une taxonomie plus ou moins ancienne. Le genre *Belgrandia* a été peu étudié et la délimitation des espèces repose sur l'unique révision entamée par Haase (2000). Ce dernier a revisité le genre à travers l'étude du matériel type disponible des différentes espèces nominales et d'approches multivariées fondées sur quelques paramètres mesurés sur les coquilles. C'est à cette occasion que cet auteur a décrit la *Belgrandia gfrast*, première espèce du genre à avoir été découverte sur le territoire français depuis plus d'un siècle. Depuis, quatre nouvelles espèces ont été décrites dont une seule de France (Boeters & Falkner 2008, Rolán & de Oliveira 2009, Holyoak et al. 2017).

Les belgrandies sont des espèces crénobiontes, c'est-à-dire inféodées aux sources et/ou aux petits écoulements qui leur sont annexés. Dans la description originale de Haase (2000), l'espèce est décrite de la première source du Chenal des Sources, sans autre précision, ni illustration. Il s'agit de la grande vasque phréatique qui donne naissance en partie au chenal subséquent (Martin Haase, communication personnelle,



**Figure 11**— La Belgrandie gfrast, *Belgrandia gfrast* Haase, 2000 dans la RNN de la Petite Camargue Alsacienne

**A. à C.** Différents habitats à Belgrandie dans la RNN de la Petite Camargue Alsacienne le long du chenal phréatique ; **E. à F.** Divers substrats où la Belgrandie peut être observée. [Photographies : J.-M. BICHAIN]

20/07/2022). L'auteur indique par ailleurs que la densité de la population est, au niveau de la localité type, d'environ 6 400 individus/m<sup>2</sup> et que l'espèce est également présente à environ 120 mètres en aval avec une densité de 17 804 individus/m<sup>2</sup>.

[Haase \(2000\)](#) décrit la présence de capsules ovigères situées fréquemment au niveau de la suture des coquilles des belgrandies. Cependant, il s'agit d'une confusion avec des Thecamoebes (Martin Haase, communication personnelle, 20/07/2022), un genre d'amibozoaires, qui possèdent une pellicule externe ressemblant à une petite coque. Conséquemment, la forme et le lieu des pontes restent encore à découvrir. Par ailleurs, ni le régime alimentaire, ni le cycle de vie de l'espèce ne sont abordés dans le travail de Martin Haase. D'une manière générale, ces espèces crénobiontes ont un cycle de vie court (1-2 ans) et une reproduction continue. Elles se nourrissent de péryphyton, de film(s) bactérien(s) présent à la surface de

divers substrats et possiblement de matière organique en décomposition. Ces éléments restent spéculatifs, mais probable, pour *Belgrandia gfrast*.

Une campagne de prospections (SHNEC 2022a, rapport d'étude) a été menée afin de préciser la micro-répartition de l'espèce depuis la grande vasque phréatique, dans le Chenal des Sources et certaines de ses annexes, jusqu'à sa confluence avec la rivière Augraben. Cette étude montre que l'espèce est présente à l'émergence immédiate des eaux souterraines et dans les parties des linéaires végétalisés ou présentant un substrat de graviers, ombragées et aux eaux courantes, fraîches et peu profondes (températures relevées comprises entre 11.3°C et 17°C). Elle n'a pas été détectée dans les parties du Chenal plus larges et plus profondes. Par ailleurs, elle n'a pas été détectée ni dans la rivière Augraben, ni dans les étangs ou annexes peu profondes aux eaux stagnantes et chaudes ( $T^{\circ}C > 19^{\circ}C$ ).

L'espèce est particulièrement abondante dans les zones d'herbiers immergés et dans les tapis d'hydrophytes flottantes sur les 300 premiers mètres du Chenal des Sources. Les estimations de densité réalisées lors de cette étude sont cohérentes avec celles données par Haase (2000) avec une densité moyenne de 5 494 individus/m<sup>2</sup> sur l'ensemble des prélèvements réalisés. La densité baisse drastiquement, à plus de 400 mètres des sources, avec l'élargissement notable du Chenal des Sources où les eaux sont quasiment stagnantes et couvertes par une forte densité d'hydrophytes flottantes. La partie "canalisée" du Chenal, à plus de 700 mètres des sources, à la suite de cette partie élargie du Chenal, semble de nouveau favorable à l'espèce avec une lame d'eau faible et courante. La densité maximale y a été mesurée dans le lit de graviers à environ 2 000 individus/m<sup>2</sup>. L'espèce est également présente, dans cette zone, dans les petits canaux et bassins bétonnés mais avec une densité moindre.

À l'aval de cette partie canalisée, le Chenal des Sources n'est plus alors bordé sur sa rive gauche par le relief et prend alors un cours plus sinueux avec des berges en pente douce, un lit nettement envasé et des zones élargies sans courant perceptible. L'espèce est présente mais avec une densité très faible avec à peine quelques individus erratiques.

D'une manière générale, l'abondance diminue avec la distance aux sources, ce qui est cohérent avec la biologie connue des espèces du genre. Cependant, bien que la plupart des belgrandies sont des crénobiontes stricts, *Belgrandia gfrast* colonise un système hydrologique diversifié non seulement à l'émergence des eaux souterraines (sources rhéocrènes et limnocrènes) mais également l'écoulement principal sur quasiment 1.1 km. L'alimentation phréatique du Chenal par remontée ponctuelle de la nappe semble donc conférer des conditions biotiques et physico-chimiques favorables sur l'ensemble du linéaire. L'amont du système hydrologique pourrait donc constituer le préférendum écologique de l'espèce alors que les annexes et zones en aval constitueraient les "bords" de sa niche écologique fondamentale.

Les facteurs abiotiques ou biotiques qui limitent la présence de l'espèce ne sont pas explicités. L'absence ponctuelle de l'espèce, sur le linéaire même du Chenal des Sources, semble probablement liée aux modifications du Chenal (rectification, incision des berges ou canal de dérivation) avec pour conséquences (i) des effets d'envasement du milieu, (ii) la réduction drastique de la vitesse d'écoulement, et (iii) l'apport des eaux de surface présentant des caractéristiques défavorables notamment celles de l'Augraben.

Cette étude ne permet pas d'identifier les paramètres écologiques limitants pour l'espèce mais la température, la vitesse d'écoulement du cours d'eau et le substrat au niveau du lit peuvent être évoqués en première approche. La température et les conditions réductrices pourraient expliquer l'absence de l'espèce

dans l'Augraben et dans les milieux attenants comme les étangs et les mares forestières. L'absence de l'espèce dans un étang, qui présente les mêmes paramètres d'eau que le chenal phréatique, semble indiquer que l'espèce est probablement plus attachée à des conditions de milieu comme celui décrit plus en avant : sources, eaux fraîches, ombragées et avec un certain courant.

**Menaces :** L'espèce est catégorisée comme Vulnérable [VU] dans les Listes rouges française ([UICN comité français, OFB & MNHN 2021](#)) et de la région Grand Est ([ODONAT Grand Est 2023](#)). Toute modification drastique de son milieu impliquerait son extinction globale.

**Mesures de conservation et de gestion :** Les observations réalisées sur le terrain mettent en évidence des enjeux de conservation à court terme avec notamment un risque prochain d'effondrement d'une clôture en béton dans le Chenal. La présence d'habitations riveraines au Chenal constitue une source potentielle de pollution. La question de la fermeture du milieu serait à étudier, notamment son influence sur la végétation aquatique servant de milieu de vie aux belgrandies. La dynamique à l'amont du système hydrologique est encore favorable au maintien de l'espèce. Les éléments explicatifs sur la diminution et/ou la disparition des effectifs sur l'amont sont aujourd'hui spéculatifs et nécessiteront des études supplémentaires. Les efforts de conservation doivent donc se concentrer prioritairement sur l'amont du système hydrologique, c.-à-d. sur les 300 premiers mètres du linéaire. Pour ce faire, un suivi des populations et des paramètres physico-chimiques des eaux doit être réalisé régulièrement afin de détecter des variations anormales ponctuelles et/ou continues. Or, afin de pouvoir interpréter ces enregistrements, il est nécessaire d'obtenir des éléments de référence tant sur les dynamiques de population que sur les variations saisonnières des paramètres hydrologiques.

En effet, la biologie de la belgrandie étant inconnue, il est impossible en l'état de prédire les fluctuations populationnelles saisonnières en termes d'effectifs et/ou de répartition, et donc, de déterminer des seuils d'alerte. Idéalement, il serait nécessaire de pouvoir définir plusieurs stations réparties le long du linéaire afin de pouvoir prélever de manière standardisée des spécimens et de relever un ensemble de paramètres liés à l'eau. Le déroulement de ce protocole, sur une période d'une année avec des prélèvements mensuels, devrait permettre d'appréhender le cycle de reproduction et de vie de l'espèce et donc les fluctuations saisonnières des effectifs et possiblement de dispersion. Par ailleurs, la mise en corrélation de ces éléments avec les paramètres environnementaux devrait également permettre de mieux cerner son autoécologie. Au regard des dispositifs et ressources techniques présents sur le site de la Petite Camargue Alsacienne, la mise en élevage peut également être envisagée notamment pour l'identification des pontes et la reproduction de l'espèce.

En première approche, les communautés malacologiques sont peu diversifiées avec cependant la Bithynie nordique (*Bithynia leachii*) et la Physe bulle (*Physa fontinalis*), deux espèces catégorisées NT (quasi menacée) dans la liste rouge des mollusques du Grand Est ainsi que *Viviparus contectus* (EC-II) sont présentes sur le Chenal des Sources.

### **Éléments favorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Population globale présente dans une aire réglementée (Réserve naturelle nationale).
- Habitats concernés, sources et ruisseau phréatique, à forte patrimonialité.

- Espèce indicatrice de la qualité du milieu dont la gestion conservatoire des sites peut bénéficier à au moins une espèce cible du PRA (EC-II).
- Aire de distribution limitée à une petite zone géographique.
- Présence de 3 opérateurs déjà engagés techniquement et financièrement, RNN Petite Camargue Alsacienne pour les aspects de gestion, ENGEES et la SHNEC pour les aspects de connaissance ; présence d'infrastructures sur le site (aquariums, logement, bureaux, etc.).
- Malgré la petite taille de l'espèce, elle est facile à détecter et à identifier.
- Son statut d'endémique restreint lui confère un potentiel d'espèce emblématique pour soutenir les campagnes de conservation (précèdent de publications et de documentaires dans la presse locale et de reportages TV).
- En l'état des connaissances, moindre coût et faible technicité pour la mise en œuvre des mesures de gestion et de conservation (élevage, étude, gestion du milieu).

### **Éléments défavorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Préalables inexistantes de conservation.
- Faible volume d'informations sur l'écologie et la biologie.

### **Actions prioritaires et immédiates**

- Amélioration significative des connaissances : cycle de vie, suivi de l'abondance des populations et cartographie des habitats.
- Recherche des paramètres écologiques limitants.
- Suivi en continu de la hauteur d'eau et de la température sur le Chenal des Sources.
- Explorer la faisabilité de la mise en élevage de l'espèce à des fins d'étude et sauvegarde.

### **Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires**

- Tester le statut d'espèce avec des outils de taxonomie intégrative.
- Mise en place d'un suivi régulier de l'abondance des populations.
- Identifier les émergences phréatiques présentes sur le territoire et tester l'implantation de l'espèce en enceinte close sur ces milieux.
- Planifier des translocations et/ou la sauvegarde en élevage en cas de modification brutale du milieu.

### **3.3 La Planorbine des mares, *Gyraulus rossmaessleri* (Auerswald, 1852) [Gastéropode]**

La Planorbine des mares est un gastéropode aquatique en extrême limite occidentale de répartition sur le territoire métropolitain. Les seules localités françaises sont sur le territoire alsacien et lui confère une haute responsabilité en termes de conservation. Les connaissances sur l'espèce à l'échelle régionale sont lacunaires et, de manière générale, sa biologie et son écologie sont peu connues (Piechocki 1979, Beran & Horsák 2011). L'espèce obtient, dans l'exercice de hiérarchisation, le plus haut indice et niveau de priorité de conservation (IC=25 et NP=5) (Tableau 1) et son projet de sauvegarde est classé au premier rang (sur 16) dans l'exercice de priorisation (Tableau 4).

**Description/répartition globale :** La coquille plane n'excède pas 6 mm en diamètre et 1.5 mm en hauteur. Les tours de spire sont nettement arrondis, sans angulation ni carène. L'ouverture est située dans l'axe de

l'enroulement de la coquille et présente un callus blanc plus ou moins développé. Les coquilles fraîches sont finement réticulées et de couleur brun-rougeâtre (Figure 12). Par ailleurs, la plupart des coquilles présente une ou plusieurs cicatrices longitudinales liées à une ou plusieurs interruptions de croissance. Certaines coquilles, en apparence vides dans les milieux asséchés, abritent l'animal qui est visible par transparence sur les 3/4 des premiers tours de spire, juste en arrière d'un épiphragme en retrait de l'ouverture. L'examen du système pénien, par dissection, montre que le *praeputium* est nettement plus long et plus large que la gaine du pénis (*phallotheca*), sans élargissement proximal (Meier-Brook 1964, 1983, Glöer 2002, 2019).

L'espèce présente une large distribution centre- et est-européenne (Kantor *et al.* 2010, IUCN 2011) jusqu'en Sibérie où le bassin de la Léna marque sa limite orientale (Vinarski *et al.* 2006). Les populations dans la plaine du Rhin supérieur, en Alsace (France) et dans le Bade-Wurtemberg (Allemagne), forment les isolats les plus occidentaux pour l'espèce (Geissert 1960, 1988, Geissert *et al.* 1985, Meier-Brook 1961, 1964, 1983, Falkner *et al.* 2002, Richling & Groh 2014). À l'échelle de la plaine rhénane, ces populations françaises s'ajoutent aux deux stations allemandes dans le Bade-Wurtemberg (Richling & Groh 2014).

**Connaissances générales :** *Gyraulus rossmaessleri* est principalement inféodé aux eaux temporaires oligo- ou mésotrophes et peu profondes des plaines inondables (Falkner *et al.* 2002, Beran 2005). L'espèce est donc capable de résister aux assèchements temporaires des habitats. En Pologne, Piechocki (1979) indique cependant que l'espèce peut marginalement être présente dans des milieux aquatiques permanents peu profonds. La récente caractérisation des habitats par Beran & Horsák (2011), dans le nord-ouest de la République Tchèque, indique que la Planorbine des mares habite en effet différentes zones humides temporaires comme les aulnaies, les marécages envahis par *Glyceria* spp. ou par *Carex* spp., les petites mares et chenaux dans les forêts ou les prairies inondables. Cependant, Beran & Horsák (2011) montrent que l'espèce peut également être présente dans de petits ruisseaux à écoulement lent et dans les zones marécageuses liées aux sources. Ces d'habitats n'ont pas été mentionnés ni par Piechocki (1979), ni par Falkner *et al.* (2001).

D'une manière générale, Obrdlik *et al.* (1996) précise que *Gyraulus rossmaessleri* est un exemple d'espèce des biotopes des terrains alluviaux bas qui ne sont pas directement connectés au réseau hydrographique mais alimentés par des remontées de nappe. Cela pourrait conférer à ces milieux une certaine protection vis-à-vis des pollutions des eaux de surface. Cela semble être le cas pour la cariçaie de Steinmauern près de Rastatt dans le Bade-Wurtemberg (Richling & Groh 2014) qui est alimentée par une source phréatique. En revanche, les habitats de l'III\*wald dans le Bas-Rhin (Umbrecht & Bichain 2018) sont principalement alimentés par débordement de l'III lors des crues de printemps et marginalement par les remontées de la nappe phréatique. En effet, les observations de Umbrecht & Bichain (2018) montrent que l'espèce ne semble pas occuper les cours d'eau, même lenticules, ni les roselières denses à *Phragmites australis*. En revanche, la Planorbine des mares est observée uniquement dans les cariçaies plus ou moins denses et diversifiées, selon les pratiques de fauches, milieux similaires au site de Steinmauern (Richling & Groh 2014). Dans l'III\*wald, l'espèce est présente dans (1) des peuplements denses à Laïche aigüe, *Carex acuta*, (2) une cariçaie où se mélangent *Carex disticha*, *Carex acuta* accompagnés de *Mentha aquatica*, *Iris pseudacorus* et quelques roseaux communs et (3) deux prairies humides à Sénéçon aquatique envahies par de grandes héliophytes. Au moment des échantillonnages en août, l'assèchement du ried est complet avec néanmoins une "certaine" fraîcheur voire humidité notamment au fond des petites dépressions du sol.



**Figure 12**— La Planorbine des mares, *Gyraulus rossmaessleri* (Auerswald, 1852) dans la RNN de l'Ill\*Wald

**A.** Coquilles de *G. rossmaessleri* sous le couvert de la végétation en décomposition dans la RNN de l'Ill\*Wald ; **B.** Prairie mésohygrophile dans la RNN de l'Ill\*Wald avec petites dépressions humides ; **C.** Cariçaie à Laïche aiguë avec des petites dépressions où les coquilles de *G. rossmaessleri* ont été trouvées ; **D.** Fauche estivale avec sol mis à nu au voisinage de la prairie mésohygrophile en B. ; **E.** Coquille de *Gyraulus rossmaessleri* (diamètre de la coquille envrion 6 mm), RNR de l'Ill\*Wald. [d'après Umbrecht & Bichain 2018]

À notre connaissance, il n'existe pas de publication concernant les traits de vie de l'espèce, ni sur la dynamique des populations. La dispersion de l'espèce pourrait être assurée par les fluctuations naturelles du niveau d'eau lors des périodes de crues ou de remontées de nappe. Les petites masses d'eau résiduelles ainsi que les diverses dépressions (cuvettes, fossés, etc.) forment des zones refuges pendant la période estivale.

**Répartition en France et dans le Grand Est :** La découverte de la Planorbine des mares en Alsace est à créditer à [Geissert \(1960\)](#) et à [Meier-Brook \(1961, 1964\)](#) d'une prairie alluviale dans le Bas-Rhin, au nord de Strasbourg. L'espèce est initialement citée sous le nom de *Gyraulus gredleri* forma *rossmaessleri* (Auerswald,

1852) et Geissert (1960 : 189) y donne les premières indications de la présence de l'espèce "Gyraulus gredleri, Habite les excavations vaseuses, souvent desséchées, entre les touffes de Carex elata dans les prairies du Ried entre Sessenheim et Soufflenheim où il est représenté par la forme naine rossmaessleri (Auerswald). Ce planorbe ressemble beaucoup au Gyraulus laevis (Alder) dont il se distingue par son ouverture presque sphérique, par la présence d'une callosité interne au péristome mais aussi par son habitat. Notre espèce n'a jamais été signalée en France et c'est donc une espèce nouvelle pour la faune récente de notre pays".

Le matériel récolté par Geissert et Meier-Brook servira pour part à la validation taxonomique (Meier-Brook 1964) de *Gyraulus rossmaessleri* jusqu'alors considéré soit comme synonyme plus récent de *Gyraulus acronicus* (A. Férussac, 1807), soit comme une sous-espèce de *Gyraulus gredleri* (Gredler, 1859). Trois autres populations sont subséquentement découvertes dans les rieds bas-rhinois : (1) dans une cariçaie-moliniaie du Ried de Drusenheim (Meier-Brook 1961, 1983, Geissert 1961, Geissert et al. 1985, Geissert 1988), (2) dans la vallée de la Moder à l'est d'Oberhoffen (Meier-Brook 1961, 1964 ; Geissert 1988) et (3) dans un fossé du Rossteigwiese au sud de la forêt de Seltz (Geissert et al. 1985, Geissert 1988). Les dates de récolte des spécimens de la collection C. Meier-Brook (Richling & Groh 2014), conservés au *Staatliches Museum für Naturkunde* de Stuttgart (SMNS), donnent une chronologie plus précise des découvertes (détails donnés dans Umbrecht & Bichain 2018). Par ailleurs, un lot de coquilles attribuées à *G. rossmaessleri* provenant de Seltz, récolté par Y. Attard, en septembre 1979, est conservé au Musée Zoologique de Strasbourg.

L'espèce est documentée en Alsace entre 1959 et 1988 à travers cinq localités (Soufflenheim/Sessenheim ried I et II, Drusenheim, Oberhoffen, Seltz) sur une surface globale d'environ 60 km<sup>2</sup> entre Drusenheim au sud et Seltz au nord. Cependant, Geissert et al. (1985) puis Geissert 1988 précisent que les habitats favorables à proximité de Sessenheim/Soufflenheim, de Drusenheim et d'Oberhoffen ont été détruits et que seule la localité de Seltz présente encore une population active (Geissert 1988).

Il faudra près de trente ans pour redécouvrir la présence de l'espèce en Alsace au sein de la Réserve naturelle régionale du Ried de Sélestat (Ill\*Wald) (Umbrecht & Bichain 2018). Elle est observée à nouveau dans l'Ill\*Wald au lieu-dit du Schiffweg (SHNEC, 02/02/2019, donnée non publiée) et au lieu-dit du Haymatt (SHNEC, 18/01/2019, donnée non publiée) et, au sud de l'Ill\*Wald, sur la commune de Bergheim au lieu-dit du Horgiessen (SHNEC, 06/05/2019, donnée non publiée). Elle est récoltée également au Klingmatt, commune de Baldenheim (SHNEC, 10/02/2019, donnée non publiée), au Faulischwoerth, commune de Muttersholtz (SHNEC, 03/02/2019, donnée non publiée), à Eichen sur la commune d'Epfig (SHNEC, 08/01/2019, donnée non publiée), au Hohmatt sur la commune de Herbsheim (SHNEC, 23/02/2019, donnée non publiée), au Rank et au Junker Bruch commune de Niedernai (SHNEC, 16/02/2019, donnée non publiée), à La Wantzenau au Grossrohrendel (SHNEC, 17/05/2022, donnée non publiée). Durr & Thiery (2020) citent également l'espèce dans le marais de Rosstey au sud de la forêt de Seltz, dépression inondable peuplée par une cariçaie à touradons et une saulaie cendrée. Cette zone devait vraisemblablement être prairiale dans les années 1960 et pourrait correspondre à la station de Geissert et al. (1985) et Geissert (1988) décrite comme "un fossé du Rossteigwiese au sud de la forêt de Seltz [...]".

**Menaces :** *G. rossmaessleri* est catégorisée LC (préoccupation mineure) dans la liste rouge mondiale de l'IUCN (IUCN 2011). Cependant, elle est considérée comme menacée d'extinction en Allemagne, en

Slovaquie, en République Tchèque et en Hongrie. Elle est, par ailleurs, inscrite comme en danger d'extinction (EN) dans les Listes rouges française (UICN comité français, OFB & MNHN 2021) et de la région Grand Est (ODONAT Grand Est 2023). La fragmentation, la régression et la disparition des habitats aquatiques temporaires sont les principales menaces pour l'espèce.

**Mesures de conservation et de gestion :** La répartition de l'espèce en Alsace est connue à travers 9 sites distincts dont certains sont localisés dans la Réserve naturelle régionale du Ried de Sélestat (Ill\*Wald) et à proximité de la Réserve naturelle nationale du massif forestier de la Robertsau et de la Wantzenau.

Au sein de la RNR de l'Ill\*Wald, il est recommandé d'éviter les fauches rases pendant la période estivale et de créer des micro-cuvettes afin de permettre l'estivation de l'espèce. L'absence de données sur la biologie, l'écologie ainsi que sur la dynamique des populations imposent de développer un programme conséquent d'amélioration des connaissances mais également de sensibilisation auprès des acteurs et gestionnaires de la conservation des zones concernées et pour l'acquisition de terrains où la présence de l'espèce est documentée.

### **Éléments favorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Présence de populations dans une aire réglementée (Réserve naturelle régionale).
- Habitats concernés, milieux aquatiques temporaires, à forte patrimonialité.
- Espèce dont la gestion conservatoire des sites peut bénéficier à une espèce terrestre réglementée inféodée à ce type de milieu (*Vertigo moulinsiana*) et à *Segmentina nitida* espèce cible du PRA (EC-II).
- Son statut d'espèce en extrême marge d'aire de répartition, sa biologie atypique (espèce aquatique pouvant survivre à l'assèchement temporaire des milieux) et ses habitats qui sont caractéristiques de la plaine d'Alsace lui confèrent un réel potentiel d'espèce emblématique.

### **Éléments défavorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Préalables inexistant de conservation.
- Faible volume d'informations sur l'écologie et la biologie.
- Aire de distribution fragmentée au sein d'une zone géographique restreinte et lacune de connaissance sur la distribution de l'espèce notamment dans le Bas-Rhin.
- L'espèce est difficilement détectable. Elle peut être confondue avec d'autres planorbes et nécessite le recours à une expertise malacologique.
- Difficulté pour chiffrer la mise en œuvre des mesures de gestion et de conservation (élevage, étude, gestion courante du milieu).

### **Actions prioritaires et immédiates**

- Suivi des populations sur la RNR de l'Ill\*Wald et concertation avec les acteurs du territoire pour une gestion adaptée des milieux concernés.
- Amélioration significative des connaissances : cycle de vie, suivi de l'abondance des populations, cartographie des habitats où l'espèce est documentée.
- Programme de sensibilisation auprès des acteurs et gestionnaires de la conservation des milieux naturels.

### Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires

- Préciser la répartition de l'espèce sur l'ensemble du territoire alsacien.
- Evaluer les menaces et les mesures de gestion adaptées sur l'ensemble des sites cartographiés.
- Mise en place d'un suivi régulier de l'abondance des populations sur plusieurs sites.
- Explorer la faisabilité de la mise en élevage de l'espèce à des fins d'étude et de sauvegarde.
- Mieux comprendre la dynamique des populations, les mécanismes de dispersion et de réponses physiologiques au stress.

### 3.4 La Limnée cristalline, *Myxas glutinosa* (O.F. Müller, 1774) [Gastéropode]

La Limnée cristalline est considérée actuellement comme le plus rare des gastéropodes pulmonés européens d'eau douce (Vinarski *et al.* 2013). L'espèce a régressé massivement en France et à ce jour, elle est uniquement documentée de la rivière Eure, du marais communal du Haut-Pont dans le Pas-de-Calais et de la rivière Aube dans le Grand Est (Figure 13). Seule représentante de son genre, sa rareté et son aspect particulièrement atypique lui ont permis de bénéficier d'un volume d'informations conséquent sur son écologie et sa biologie (Whitfield *et al.* 1998, Carlsson 2011, Vinarski *et al.* 2013, Willing *et al.* 2014). L'espèce obtient, dans l'exercice de hiérarchisation, un indice de priorité de conservation de 15 (sur 25) et un haut niveau de priorité de 4 (sur 5) (Tableau 1). Le projet de sauvegarde de l'espèce est classé au troisième rang (sur 16) dans l'exercice de priorisation (Tableau 4).

**Description/répartition globale :** La coquille est globuleuse, entre 7 et 15 mm en hauteur et entre 6 et 13 mm en diamètre, de couleur brunâtre ou verdâtre, extrêmement fine, très transparente et brillante. Les tours supérieurs sont presque plats, le dernier gonflé et prédominant. L'ouverture mesure plus de 90% de la hauteur totale de la coquille. L'ombilic est fermé. Le manteau moucheté de petites taches jaune vif ou blanchâtres recouvre entièrement la surface supérieure de la coquille. Son aire globale de répartition couvre une grande partie du nord de l'Europe (Finlande, Irlande, Norvège, Royaume-Uni, Suède), de l'ouest et du centre (Allemagne, Autriche, Belgique, Estonie, France, Lettonie, Lituanie, Moldavie, Pays-Bas, Pologne, République Tchèque, Ukraine) jusqu'en Sibérie occidentale (Welter-Schultes 2012, Vinarski *et al.* 2013, Glöer 2019).

**Connaissances générales :** L'espèce peut adopter une large gamme d'écosystèmes aquatiques, tous situés à faible altitude, incluant rivières et ruisseaux à faible courant, bras morts, canaux, zones marécageuses mais également lacs de grande ou de moyenne taille (Welter-Schultes 2012, Vinarski *et al.* 2013, Willing *et al.* 2014, Glöer 2019, Cucherat 2023). Dans ces habitats, l'espèce peut être présente plus ou moins en profondeur sur de nombreux supports, notamment dans les herbiers d'hydrophytes ou sous les feuilles flottantes des nénuphars mais également dans les zones littorales caillouteuses de certains lacs. Elle tolère également une certaine salinité (Jaeckel 1962, Baudet *et al.* 1988, Gélinaud *et al.* 1999, Vinarski *et al.* 2013) ainsi que des conditions plus ou moins dystrophiques, d'habitats dégradés (Carlsson 2001, Vinarski *et al.* 2013) et/ou de déficience en oxygène (Zhadin 1952) ainsi que des valeurs de pH comprises entre 6.0 et 9.0 (Berezina 2001).

Son cycle de vie est partiellement connu. L'étude menée par Carlsson (2011) dans des lacs de Finlande montre que les individus adultes vivent au printemps sur les rochers immergés, où ils se nourrissent d'algues épilithiques, se reproduisent puis meurent. Les juvéniles émergent à la fin de l'été et se trouvent en surface



**Figure 13** – La Limnée cristalline, *Myxas glutinosa* (O.F. Müller, 1774) dans la rivière Aube

**A.** Rivière Aube entre Bayel et Lignol-le-Château au lieu-dit "les Varennes" ; **B.** Au second plan herbier à Néuphar jaune et au premier plan herbier à *Potamogeton perfoliatus* ; **C.** Herbier à *Potamogeton perfoliatus*, zone profonde d'environ 1,5 mètre avec faible courant ; **D.** Herbier à *Potamogeton perfoliatus* et *Glyceria fluitans*, radier peu profond avec courant assez vif ; **E.** Individu adulte (taille approximative de la coquille environ 15 mm) ; **F.** Individu juvénile (taille approximative de la coquille environ 9 mm). [d'après Bichain & Ryelandt 2023]

principalement sur les feuilles des nénuphars où ils se nourrissent d'algues épiphytes ou de feuilles en décomposition. Les individus matures descendent à la fin de l'automne dans des eaux plus profondes pour hiberner. Au-delà de ce schéma général, [Carlsson \(2001\)](#) suggère qu'il pourrait y avoir une période d'éclosion prolongée avec des individus n'atteignant pas leur maturité avant de descendre en eau profonde à la fin de l'automne. La croissance aurait donc lieu pendant l'hiver et au début du printemps. La reproduction aurait lieu pendant l'été suivant avec des œufs éclosant à la fin de l'automne. Cela conduirait à un cycle apparemment décalé avec deux générations par an. Les données de [Carlsson \(2001\)](#) suggèrent donc que la synchronicité

du développement des juvéniles n'est pas établi mais dépendrait de facteurs environnementaux comme la température et/ou la disponibilité en éléments nutritifs. [Willing et al. \(2014\)](#), dans des lacs du Pays de Galles, mettent en évidence un cycle annuel avec des individus atteignant leur maturité à la fin de l'hiver et mourant pour la plupart après s'être reproduit en février ou en mars. Entre avril et juin, il ne subsiste que quelques individus adultes de l'année précédente alors que les juvéniles de l'année sont peu détectables en raison de leur petite taille. Ces individus deviennent partiellement adultes en août et achèvent leur croissance tout au long de l'automne.

**Répartition en France et dans le Grand Est :** [Mouthon & Vimpère \(2014\)](#) estiment que *M. glutinosa* a régressé massivement en France au cours de la seconde moitié du 20<sup>e</sup> siècle. Conséquemment, l'espèce est catégorisée En danger (EN) dans la Liste rouge française ([UICN comité français, OFB & MNHN 2021](#)) et En danger critique (CR) à l'échelle de la région Grand Est ([ODONAT Grand Est 2023](#)). À ce jour, la Limnée cristalline est formellement documentée en France de la rivière Eure ([Cucherat & Philippe 2015](#)) ainsi que du marais communal du Haut-Pont (commune de Douriez, Pas-de-Calais) ([Cucherat 2023](#)). Dans le Grand Est, les données de [Mouthon \(1979\)](#) et du [CEMAGREF \(1987\)](#) fournissent les seules observations de *M. glutinosa* dans la rivière Aube à proximité des communes de Bayel et de Magnicourt dans le département de l'Aube.

[Bichain & Ryelandt \(2023\)](#) ont appliqué une série d'échantillonnages spécifiquement dédiée à la recherche de l'espèce, sur la localité proche de Bayel, et y ont observé quelques individus vivants. Un échantillonnage plus extensif a été donc appliqué subséquemment sur un linéaire d'environ 600 m et de 100 m respectivement en aval et en amont de ces premiers points de récolte. Sur l'ensemble du linéaire prospecté, une cinquantaine d'individus a été récoltée puis remise à l'eau. Certains ont été observés rampant sur le revers immergé des feuilles de Nénuphar jaune, *Nuphar lutea* (L.) Sm., 1809, au niveau des zones peu profondes et à faible courant de la rivière. D'autres individus ont été prélevés dans les herbiers à Potamot à feuilles perfoliées, *Potamogeton perfoliatus* L., 1753, situés notamment dans les parties plus ou moins profondes des mouilles ou des zones de contre-courants situées à l'aval des rives convexes. L'espèce a été marginalement contactée au niveau des radiers dans des herbiers à *Potamogeton perfoliatus* et à Glycérie flottante, *Glyceria fluitans* (L.) R.Br., 1810. Sans tentative de quantification précise, [Bichain & Ryelandt \(2023\)](#) estiment que la grande majorité des individus récoltés ont une taille globale (grande longueur de la coquille) inférieure à 10 mm. Marginalement quelques individus ont présenté des tailles d'environ 15 mm. En première approche, les individus juvéniles semblent essentiellement présents sous les feuilles de nénuphar alors que les individus (sub-)adultes sont présents dans les herbiers aquatiques dans le courant de la rivière.

Quelques paramètres de l'eau ont été mesurés avec la température (T = 18.95°C), pH (pH = 8.11), conductivité (C = 499 µS/cm), teneur en oxygène dissous ([O<sub>2</sub>] = 7.81 mg/L) et potentiel d'oxydoréduction (POR = 87.6 mV). Ces valeurs sont comprises dans les intervalles donnés par [Mouthon \(1979\)](#), hors potentiel d'oxydoréduction non mesuré par cet auteur.

Enfin, des individus vivants appartenant à 7 espèces de gastéropodes aquatiques ont été également récoltées avec *Bithynia tentaculata* (Linnaeus, 1758), *Gyraulus albus* (O.F. Müller, 1774), *Planorbis carinatus* O.F. Müller, 1774, *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758), *Ampullaceana balthica* (Linnaeus, 1758), *Radix auricularia* (Linnaeus, 1758), *Valvata piscinalis* (O.F. Müller, 1774) ainsi qu'un individu vivant de la Mulette épaisse, *Unio crassus* Philipsson, 1788.

**Menaces :** Depuis les quatre dernières décennies, le déclin de cette espèce semble largement documenté dans de nombreux pays européens, notamment en Grande-Bretagne (Willing *et al.* 2014), Allemagne (Glöer 2019), France (Mouthon & Vimpère 2014), Irlande (Byrne *et al.* 2009), Pologne (Szarowska & Falniowski 2006), République tchèque (Beran 2002, Horsák *et al.* 2013), dans les pays scandinaves (Nilsson *et al.* 1998) ainsi que dans son extrême oriental de répartition (Vinarski *et al.* 2013). Byrne *et al.* (2009) estiment que l'Irlande abrite plus de 50% de sa population mondiale, bien que l'espèce y soit listée En danger critique d'extinction. La Limnée cristalline est donc considérée par certains auteurs comme menacée sur la plupart de son aire de répartition (pour une vue d'ensemble se reporter à Vinarski *et al.* 2013). Or, bien que catégorisée comme Vulnérable dans la Liste rouge mondiale de 1986 à 1994, elle y est aujourd'hui inscrite comme DD (*Data Deficient* - Données insuffisantes) (Mollusc Specialist Group 1996) et plus récemment LC (*Least Concern* - Préoccupation mineure) à l'échelle européenne (Cuttelod *et al.* 2011). Cette situation apparemment contradictoire reflète en réalité les angles morts de connaissance concernant l'écologie et la biologie de l'espèce et par conséquent les facteurs qui pourraient impacter ses populations. En effet, Vinarski *et al.* (2013) soulignent non seulement l'absence de consensus sur certains points importants de son écologie mais également des affirmations contradictoires sur sa tolérance à différents facteurs environnementaux comme la pollution des eaux (Mouthon & Charvet 1999 *versus* Vinarski *et al.* 2013, Cucherat & Philippe 2015), à l'eutrophisation (Whitfield *et al.* 1998, Donohue *et al.* 2009 *versus* Zhadin 1952) ou à la concentration en calcium (Beriozkina *et al.* 1980 *versus* Carlsson 2001, Briers 2003). Vinarski *et al.* (2013) suggèrent enfin que la rareté de *M. glutinosa* pourrait être en partie expliquée par la faible détectabilité des juvéniles pendant la saison estivale. Cependant, le ou les facteur(s) qui pourrai(en)t expliquer le déclin de l'espèce reste(nt) aujourd'hui inconnu(s).

**Mesures de conservation et de gestion :** Pour *Myxas glutinosa*, la priorité doit se porter aujourd'hui à revisiter les stations historiques de l'espèce dans le Grand Est (Bichain *et al.* 2019) et mener des investigations fondées sur des approches d'ADN environnemental pour tenter de localiser les populations existantes. Le cas de *Myxas glutinosa* semble emblématique de l'absence de données consolidées sur son écologie/biologie et un déficit significatif d'échantillonnages ciblés et/ou adaptés. En accord avec Vinarski *et al.* (2013), la Limnée cristalline doit être le sujet d'une attention particulière de la part des malacologues et des gestionnaires des espaces naturels. Localiser les populations constitue une première priorité pour la conservation de cette espèce menacée d'extinction dans notre pays. Mener des recherches académiques, sur son autoécologie et sa reproduction notamment, constitue un autre axe prioritaire afin de mieux cibler les mesures conservatoires à mettre en œuvre pour sa sauvegarde.

### **Éléments favorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Quelques éléments disponibles dans la littérature concernant les mesures de conservation et de gestion disponibles, notamment en Angleterre.
- La gestion conservatoire des sites peut bénéficier à au moins une espèce cible du PRA, *Unio crassus* (EC-I).
- Fort potentiel d'espèce charismatique ou emblématique pour soutenir les campagnes de conservation.
- Espèce relativement facile à identifier.

- Des premiers éléments fiables sur la présence de l'espèce pour conduire une stratégie raisonnée de recherches sur le terrain.

### Éléments défavorables dans la priorisation des projets de conservation

- Absence de mesures réglementaires et de sites de présence dans des zones réglementées.
- Absence de données sur la dynamique des populations et sur les paramètres écologiques limitants.
- Habitats concernés à patrimonialité faible.
- Peut être difficile à détecter.
- Absence d'opérateur identifié.

### Actions prioritaires et immédiates

- Préciser la répartition de l'espèce sur le secteur géographique de la rivière Aube incluant les stations historiques de présence de l'espèce par des recherches adaptées (recherche par plongée/navigation, échantillonnages chronométrés, etc.).
- Appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi de la population auboise identifiée par [Bichain & Ryelandt \(2023\)](#).
- Préciser la biologie de l'espèce sur la rivière Aube car la plupart des données concernent des habitats lacustres.
- Réaliser l'inventaire des mollusques aquatiques sur les sites de présence de la Limnée cristalline.

### Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires

- Appliquer une recherche ADNe, prioritairement dans l'Aube et sur l'ensemble du territoire du Grand Est.
- Tester l'élevage et la reproduction en aquarium et envisager du renforcement de population ou de réintroduction sur les sites historiques.
- Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation.

### 3.5 La Mulette des rivières, *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798) [Macro-bivalves]

Le déclin des populations de la Mulette des rivières à l'échelle nationale est estimée à plus de 75% au cours du siècle dernier ([Prié 2017](#)). Sa répartition et l'état des populations dans le Grand Est sont également pauvrement documentés et l'espèce n'a bénéficié d'aucun focus de conservation particulier. Par ailleurs, peu de connaissances sur sa biologie et son écologie sont disponibles, ne favorisant pas sa prise en compte dans les exercices de conservation. L'espèce obtient, dans l'exercice de hiérarchisation, un indice de priorité de conservation de 5 (sur 25) et par conséquent un niveau élevé de priorité de conservation (NP=3) ([Tableau 1](#)). Son projet de sauvegarde est classé au cinquième rang (sur 16) dans l'exercice de priorisation ([Tableau 4](#)).

**Description/répartition globale :** Les coquilles, très épaisses, mesurent de 50 mm à 90 mm en longueur, entre 40 mm et 50 mm en largeur et de 25 mm à 30 mm en épaisseur. Leur surface externe est de couleur noire ou verdâtre. La forme est variable mais généralement avec un contour trapézoïdal avec un décrochement à l'avant de l'umbo ([Figure 14](#)). La dent cardinale est épaisse, plus ou moins pyramidale. Les

spécimens juvéniles, mesurant entre 10 et 20 mm, sont brun clair avec des structures superficielles ondulées sur l'umbo. Son aire de distribution s'étend du sud de l'Europe (Portugal, Espagne, France), en Afrique du Nord au Maroc jusqu'en Tunisie. Les populations de Grèce et de Turquie ont été élevées au rang d'espèce (Froufe *et al.* 2016, Aurojo *et al.* 2016).

**Connaissances générales :** L'écologie de la Mulette des rivières est très mal connue (Prié 2017). Cette espèce est généralement présente dans la partie aval des rivières, peu profondes et présentant un substrat de gravier, mais également dans les canaux et les lacs aux eaux à mouvement plus lent. La maturité sexuelle est atteinte après 4 ou 5 ans et les femelles gravides ainsi que l'émission des glochidies sont observées de mars à octobre (Nagel 2004). La longévité est estimée à une quinzaine d'années.

**Répartition en France et dans le Grand Est :** L'espèce était historiquement connue dans tous les principaux bassins versants de France. Aujourd'hui, elle ne subsiste que dans le bassin de la Seine et semble avoir disparu des petits fleuves côtiers bretons et méditerranéens (Prié 2017). Dans le Grand Est, la Mulette des rivières est formellement observée vivante dans le département de l'Aube (Cucherat & Philippe 2017, Lamand 2022) et détectée récemment par méthode ADNe dans deux localités du département de la Marne dans la rivière Saulx près de Merlaut (CEN Champagne-Ardenne, 27/09/2021, donnée non publiée) et dans l'Aisne près de Sainte-Menehould (CEN Champagne-Ardenne, 28/10/2021, donnée non publiée) ainsi que dans une localité en Haute-Marne dans la Voire près de Rives-Dervoises (CEN Champagne-Ardenne, 17/09/2021, donnée non publiée).

**Menaces :** Elle est catégorisée En danger [EN] et En danger critique [CR] respectivement dans les Listes rouges nationale et du Grand Est (UICN comité français, OFB & MNHN 2021, ODONAT Grand Est 2023) et en En danger [EN] sur l'ensemble de son aire de répartition (IUCN 2013). Les principales menaces résident dans la gestion et l'aménagement des canaux et des rivières (extraction d'eau, barrages) et de la pollution des eaux par des sources variées, domestiques, industrielles et agricoles.

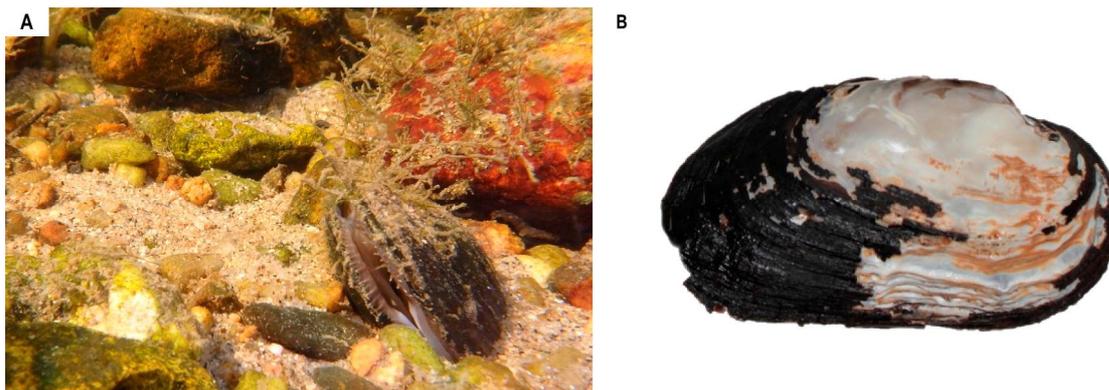
**Mesures de conservation et de gestion :** Il n'y a pas d'actions de conservation connues au niveau européen. Il est recommandé de renforcer la mise en œuvre de la législation existante afin de réduire l'impact des espèces envahissantes dans l'ensemble de la région.

#### **Éléments favorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Espèce relativement facile à identifier.
- Des premiers éléments fiables de présence de l'espèce (ADNe) afin de conduire une stratégie raisonnée de la recherche des populations sur le terrain.

#### **Éléments défavorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Absence de mesures réglementaires s'appliquant à l'espèce.
- Sites de présence de l'espèce en dehors de zones réglementées.
- Faible volume d'informations disponible dans la littérature sur la biologie et l'écologie de l'espèce et absence de données sur l'état des populations.
- Aucun élément disponible dans la littérature concernant les mesures de conservation et de gestion.
- Habitats concernés à patrimonialité faible.



**Figure 14**– La Mulette des rivières, *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798)

**A.** Un spécimen de Mulette des rivières dans son milieu en Nouvelle-Aquitaine [Photographie : M. GAILLEDRAT] ; **B.** Un spécimen de la Mulette des rivières (collection J.-M. BICHAIN, Vic-en-Bigorre). [Photographie : J.-M. BICHAIN]

- Absence d'opérateur identifié.

#### Actions prioritaires et immédiates

- Préciser la répartition/présence de l'espèce sur les secteurs géographiques identifiés par ADNe.
- Appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi de population sur les sites de présence afin d'identifier les priorités d'actions.
- Réglementer les habitats à Mulette des rivières.
- Réaliser l'inventaire des mollusques aquatiques sur les sites de présence de la Mulette des rivières.

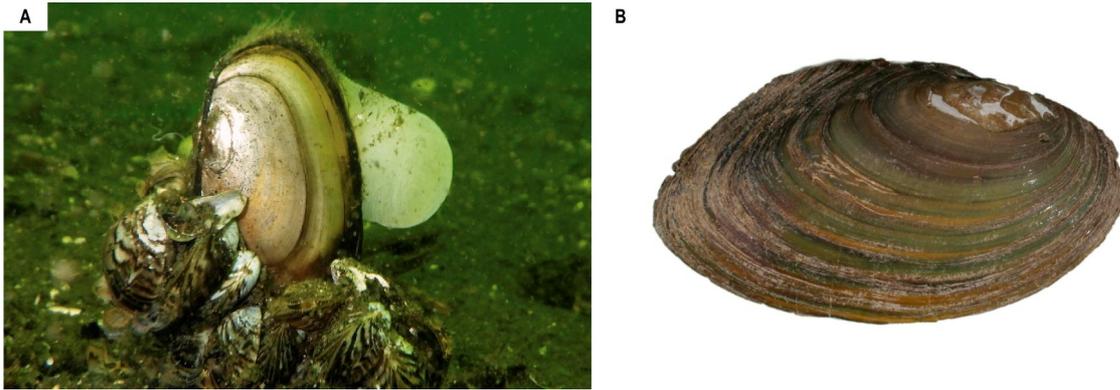
#### Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires

- Mettre en œuvre le suivi des populations à haute priorité de conservation.
- Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie et la biologie de l'espèce afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation.
- Envisager des élevages *ex situ*.

### 3.6 L'Anodonte comprimée, *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835) [Macro-bivalve]

L'Anodonte comprimée semble décliner sur l'ensemble de son aire de répartition et certains auteurs suggèrent qu'elle pourrait être l'un des macro-bivalves les plus vulnérables d'Europe (Ćmiel *et al.* 2019). Sa répartition et l'état des populations dans le Grand Est sont pauvrement documentés et elle n'a bénéficié d'aucun focus de conservation particulier. L'espèce obtient, dans l'exercice de hiérarchisation, un d'indice de priorité de conservation de 20 (sur 25) (Tableau 1) et par conséquent le plus haut niveau de priorité (NP=5). Son projet de sauvegarde est classé au sixième rang (sur 16) dans l'exercice de priorisation (Tableau 4).

**Description/répartition globale :** Les coquilles sont très comprimées, ovoïde-rhombiques à ovoïdes, mesurant de 60 mm à 80 mm [100 mm maximum] en longueur, de 40 mm à 45 mm en hauteur et d'environ 20-30 mm en épaisseur. Les valves sont non jointes dans la partie antéro-inférieure. Les stries de l'umbo sont discontinues et constituées de tubercules arrondis et/ou allongés. La partie antérieure de la coquille est nettement plus basse que la partie postérieure. Le bord supérieur montant est en faible courbe jusqu'à la



**Figure 15**— L'Anodonte comprimée, *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835)

**A.** Une Anodonte comprimée recouverte par la Dreissène d'après Ozgo *et al.* (2020) ; **B.** Valve d'après Welter-Schultes (animalbase.uni-goettingen.de).

région du bouclier qui est pourvu d'un angle arrondi et émoussé. Le bord postérieur s'abaisse de manière presque droite et oblique. Le bord inférieur est généralement régulièrement convexe sur toute sa longueur et forme avec le bord postérieur une pointe émoussée, légèrement dirigé vers le bas à l'arrière. Le périostracum peut être marbré de zones vertes et brunes (Figure 15). L'Anodonte comprimée présente une large distribution à travers l'Europe, excepté la péninsule ibérique, le Royaume-Uni et la Finlande abritant les populations les plus importantes, jusque dans la partie européenne de la Fédération de Russie (Van Damme 2011).

**Connaissances générales :** Cette espèce habite les lacs et les rivières et préfère un substrat limoneux-sableux (Van Damme 2011). On la trouve généralement dans les parties profondes des masses d'eau, en dessous de 1 m de profondeur et jusqu'à une profondeur de 11 m. L'espèce n'est jamais présente en forte densité et est souvent considérée comme rare. Yanovich & Pampura (2010) ont estimé une densité maximale de 4 individus/m<sup>2</sup> dans le fleuve Dniepr en Ukraine. La reproduction de l'Anodonte comprimée a été étudiée par Mclvor & Aldridge (2011) à partir de deux populations au Royaume-Uni. Leur étude montre que l'espèce présente une courte période en mai où les femelles sont non gravides suivi par une période de trois mois, de juin à août, pendant lesquels se forment les glochidies. En septembre, les glochidies matures sont prêtes à être relâchées en avril suivant. Les femelles peuvent contenir entre 5 000 et 50 000 glochidies en fonction de la longueur de la moule. Le sexe-ratio est biaisé en faveur des femelles, avec 2.5 femelles pour 1 mâle. Les mâles apparaissent plus grands que les femelles. La maturité sexuelle semble atteinte pour les femelles vers 4 ans. Pour les populations étudiées, l'Anodonte comprimée semble avoir une large valence concernant les poissons hôtes, avec notamment la grémille (*Gymnocephalus cernuus*), la perche (*Perca fluviatilis*), le sandre (*Stizostedion lucioperca*), les épinoches à trois et à neuf épines (*Gasterosteus aculeatus* et *Pungitius pungitius*), la truite fario (*Salmo trutta*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*).

**Répartition en France et dans le Grand Est :** La France représente la limite sud-ouest de répartition où elle est aujourd'hui présente principalement dans sa moitié nord (Prié 2017, INPN 2023). Dans le Grand Est, plusieurs campagnes ADNe ont permis de nombreuses détections de l'espèce. L'étude menée par le CEN Lorraine l'a détectée dans le département de la Meuse (la Chiers à Chauvency-le-Château, 03/08/2020), dans le département de la Meurthe-et-Moselle (la Meurthe à Moncel-lès-Lunéville, 16/07/2020 ; la Mortagne à

Xérmaménil, 16/07/2020 ; la Meurthe à Rosières-aux-Salines, 17/07/2020 ; le Madon à Bainville-sur-Madon, 07/08/2020 et 19/08/2020 ; la Moselle à Veille-sur-Moselle, 25/08/2020), dans le département de la Marne (l'Aisne à Villers-en-Argonne, 10/07/2020), dans le département des Vosges (la Saône à Godoncourt, 02/09/2020) et dans le département de la Moselle (la Nied Allemande à Fouligny, 07/07/2020 ; la Sarre et la Bièvre à Sarrebourg, 20/07/2020 ; la Sarre à Sarraltroff, 21/07/2020 ; le Landbach à Oberstinzel, 21/07/2020 ; l'Isch à Baerendorf, 27/07/2020). En Moselle, une autre étude de la Communauté de communes Sarrebourg Moselle Sud, a permis sa détection dans l'Isch à proximité de Postroff (27/07/2020). Une troisième étude menée par le CEN Champagne-Ardenne l'a détectée dans le département de la Haute-Marne (rivière Marne à proximité de Poulangy, 16/09/2021 ; la Voire à proximité de Rives-Dervoises, 17/09/2021), dans le département des Ardennes (l'Aisne à proximité de Senuc, 29/10/2021 et de Falaise, 23/11/2021) ainsi que dans le département de la Marne (à proximité de Vienne-le-Château, 28/10/2021 et de Sainte-Menehould, 28/10/2021). Si les données ADN semblent nombreuses, elles ne permettent pas en revanche d'évaluer l'état de conservation des populations détectées.

**Menaces :** Les données de [Van Damme \(2011\)](#) indiquent le déclin des populations et la fragmentation de l'aire de répartition de l'espèce dans la majeure partie de son aire de distribution. Elle est par conséquent catégorisée comme Vulnérable en Europe ([Van Damme 2011](#)) et en En danger [EN] et Vulnérable [VU] respectivement dans les Listes rouges nationale et du Grand Est ([UICN comité français, OFB & MNHN 2021](#), [ODONAT Grand Est 2023](#)).

Les menaces ne sont pas complètement identifiées mais elles incluent la pollution de l'eau, organique ou inorganique, l'envasement, la canalisation, la perturbation et la perte de l'habitat par assèchement ou drainage mais également le prélèvement pour les collections privées et les aquariums ([Mclvor & Aldridge 2007](#)). Les effets des changements climatiques impactent également les populations avec le réchauffement des eaux, l'augmentation de l'hypoxie dans les couches plus profondes et la prolifération d'algues ([Van Damme 2011](#)). [Gallardo & Aldridge \(2013\)](#) suggèrent que l'espèce devrait subir une réduction de son aire de répartition de l'ordre de 14 à 36% d'ici 2050 liée au réchauffement climatique et par ailleurs une augmentation de 24% du recouvrement de sa distribution avec celle de la Moule zébrée, *Dreissena polymorpha*, accentuant conséquemment les impacts négatifs sur les populations de l'Anodonte comprimée. En effet, la Moule zébrée impacte sévèrement les populations de l'espèce en provoquant une déformation des coquilles et en entravant l'enfouissement et l'ancrage des individus dans les sédiments ([Ożgo et al. 2020](#)). Par ailleurs, [Ćmiel et al. \(2019\)](#) suggèrent que *P. complanata* peut être plus fortement affectée que les autres unionidés par des facteurs de stress environnementaux. L'Anodonte comprimée pourrait donc être parmi les premières espèces à disparaître des communautés de grands bivalves ([Lewandowski & Kołodziejczyk 2014](#)).

**Mesures de conservation et de gestion :** Nous reprenons ci-après et *in extenso* les recommandations de [Mclvor & Aldridge \(2007\)](#). Les opérations de gestion et/ou d'aménagement au niveau des localités qui comportent d'importantes populations de *P. complanata* devraient être réduites, car toute forme de perturbation est susceptible d'affecter l'espèce. La nécessité de travaux sur ces habitats doit être examinée rigoureusement et n'être entreprise qu'en cas d'absolue nécessité s'il peut être démontré que les avantages de gestion l'emportent sur la perturbation potentielle des populations. Si de tels travaux sont considérés comme indispensables, les recommandations suivantes peuvent réduire les impacts négatifs sur les populations. Les formes de gestion des cours d'eau qui éliminent de préférence les plus gros individus doivent être évitées et remplacées par des pratiques qui ne sont pas sélectives sur la taille. L'élimination des

plus gros individus entraînera non seulement l'élimination d'un nombre disproportionné de mâles mais également l'élimination des femelles les plus fécondes, entraînant une réduction considérable du nombre de glochidies produites. Puisque les bivalves peuvent libérer prématurément leurs larves sous l'effet de facteurs de stress, comme les perturbations physiques, l'élévation de la turbidité ou les fluctuations de concentrations d'oxygène, il est recommandé d'effectuer les travaux pendant la période de non-gravidité. Cette période étant très courte, elle peut s'avérer insuffisante pour mener à bien les longs travaux de gestion ou d'aménagement. Dans ce cas, il est recommandé d'effectuer ces travaux sur une seule année de reproduction. La fréquence des travaux doit également être prise en compte. Si un grand nombre d'individus est impacté et si l'intervalle entre deux opérations est plus court que le temps nécessaire à un individu pour atteindre sa maturité sexuelle, des populations entières de moules peuvent être éliminées. Les plus jeunes reproducteurs étant âgés d'environ 4 ans, il est donc recommandé d'effectuer les travaux tous les 6 ans au plus. Enfin, le déplacement temporaire d'individus doit être envisagé dans le cas où une population isolée serait menacée d'extinction par de telles opérations de gestion ou d'aménagement. Si les moules sont manipulées avec soin et maintenues dans des bassins ou dans la rivière d'origine par des moyens adaptés, il est possible d'obtenir des taux de survie élevés.

### **Éléments favorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Des éléments sont disponibles dans la littérature concernant les mesures de conservation et de gestion, notamment en Angleterre où l'espèce est réglementée.
- La gestion conservatoire des sites peut bénéficier à plusieurs espèces de macro-bivalves (statut d'espèce parapluie proposé par [Ćmiel et al. \(2019\)](#)).
- Potentiel d'espèce charismatique ou emblématique pour soutenir les campagnes de conservation et sensibiliser les acteurs de la conservation.
- Espèce relativement facile à identifier.
- Des premiers éléments fiables sur la présence de l'espèce sur la base de données ADNe pour conduire une stratégie raisonnée de recherches des populations.

### **Éléments défavorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Absence de mesures réglementaires et de sites de présence dans des zones réglementées.
- Absence de données sur la taille et l'état de conservation des populations.
- Habitats concernés à patrimonialité faible.
- Les individus peuvent être difficiles à détecter car ils sont souvent enfouis dans les sédiments et en profondeur.

### **Actions prioritaires et immédiates**

- Revenir sur les sites de détection ADNe et donner une estimation de la répartition des populations sur chaque site afin de fournir une cartographie actualisée de l'espèce.
- Appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi des populations.
- Identifier les populations les plus abondantes et donc à haute priorité de conservation.
- Rédiger un cahier technique pour la gestion des habitats de l'espèce (cf. *supra*, recommandations réalisées en Angleterre) et le diffuser vers l'ensemble des acteurs concernés et proposer des

alternatives de translocations temporaires en cas de travaux majeurs qui peuvent impacter sévèrement les populations.

- Réglementer les habitats prioritaires
- Réaliser l'inventaire des mollusques aquatiques sur les sites de présence de l'espèce.

### **Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires**

- Mettre en œuvre le suivi des populations à haute priorité de conservation.
- Envisager le renforcement de population ou de réintroduction sur les sites historiques.
- Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie de l'espèce afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation.

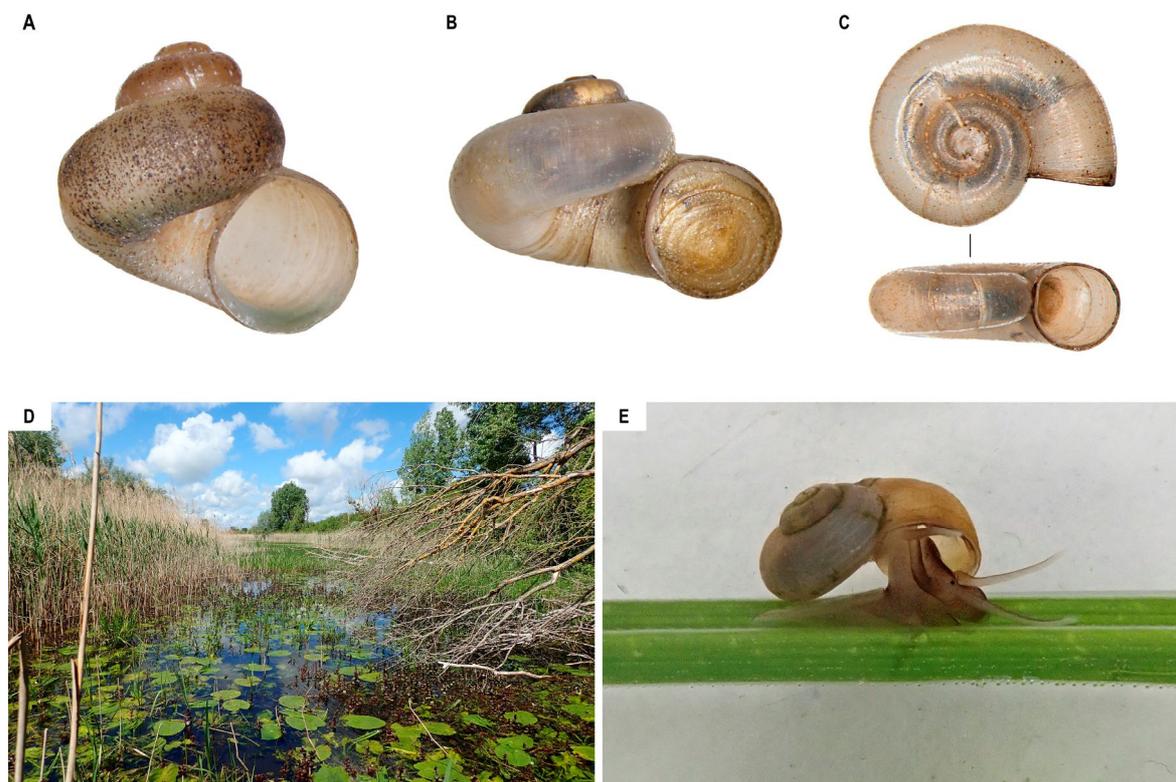
### **3.7 La Valvée nordique, *Valvata macrostoma* Mörch, 1864 [Gastéropode]**

La Valvée nordique est une espèce dont la biologie et l'écologie sont encore très mal connues. Cependant, l'espèce semble subir un déclin sur l'ensemble de son aire de répartition lié principalement à la dégradation et à la disparition de ses habitats. Le handicap principal à sa conservation est l'absence de données robustes pour expliquer les paramètres écologiques déterminants dans le maintien des populations. L'espèce obtient un indice de priorité de conservation de 12 (sur 25) et un haut niveau de priorité de 4 (sur 5) (Tableau 1). Son projet de sauvegarde est classé au septième rang (sur 16) dans l'exercice de priorisation (Tableau 4).

**Description/répartition globale :** La coquille est très déprimée, à peine convexe en dessus, et mesure de 2 à 3 mm en hauteur et de 3.5 à 5 mm en diamètre. L'ombilic est large, mesurant globalement 1/4 à 1/3 du diamètre de la coquille laissant voir une grande partie de l'avant dernier tour et de tous les autres tours jusqu'à l'apex. La spire est à peine saillante, très surbaissée, formée de 3,5 à 4 tours non étagés, arrondis, à croissance d'abord lente et régulière, puis rapide. Le dernier tour est bien arrondi, peu haut mais très développé dans le sens du diamètre (Figure 16). Les sutures sont profondes. L'apex est très obtus et lisse. L'ouverture est droite, circulaire et le péristome continu est légèrement réfléchi à la base. Le test est assez solide, corné pâle ou jaunâtre, sub-opaque et garni de stries longitudinales fines et serrées. La répartition de l'espèce s'étend depuis la France et l'Angleterre, les pays du nord et du centre de l'Europe (Danemark, Finlande, Suède) jusqu'en Ukraine et en Russie (Gløer 2019). Cependant, sa répartition précise reste confuse en raison de sa synonymie encore récente avec *Valvata pulchella* (Falkner *et al.* 2002 : note 102, Gløer 2002).

**Connaissances générales :** Cette espèce habite une grande variété d'écosystèmes, comme les habitats marécageux, les eaux temporaires des plaines alluviales, les zones littorales des lacs, les petits plans d'eau avec de la végétation flottante ou les canaux de drainage (Watson & Ormerod 2004, Faltýnková *et al.* 2008). Elle semble préférer un substrat vaseux dans la majeure partie de son aire de répartition et être sensible à la réduction de la concentration en oxygène dissous. Quelques éléments sur les tolérances à la chimie de l'eau et aux habitats sont également donnés par Watson & Ormerod (2004) mais d'une manière générale les connaissances sur l'écologie de l'espèce sont fragmentaires.

La reproduction a été étudiée en condition de laboratoire et a permis d'obtenir les données suivantes sur son cycle de vie (se reporter à Myzyk 2004). Dans des conditions considérées comme favorables (grand



**Figure 16** – La Valvée nordique, *Valvata macrostoma* Mörch, 1864

**A.** Coquille de la Valvée porte-plume, *Valvata piscinalis* (O.F. Müller, 1774) ; **B.** Coquille de la Valvée nordique, *Valvata macrostoma* ; **C.** Coquille de la Valvée plane, *Valvata cristata* O.F. Müller, 1774 ; **D.** Milieu à Valvée nordique dans la Basse Vallée du Doubs ; **E.** Individu observé en D. [Photographies : Michal HORSÁK pour A à C et Julien RYELANDT pour D et E]

aquarium d'élevage), les individus atteignent la maturité sexuelle au bout de 60 à 250 jours pour un diamètre de coquille compris entre 2.40 et 3.30 mm et pour un nombre de tours entre 2.50 et 3.00. Dans des conditions défavorables (petit aquarium d'élevage), les individus atteignent la maturité sexuelle plus tard, avec une taille de leur coquille plus petite. Les individus produisent au maximum 166 pontes au cours de leur vie. La durée de vie moyenne dans des conditions favorables est de 383 jours et dans des conditions défavorables, elle est de 706 jours (maximum 1 192 jours). La mortalité des adultes en laboratoire montre une nette variation saisonnière, avec un maximum en juin et juillet.

À notre connaissance, il n'existe pas d'informations disponibles sur l'abondance et la dynamique des populations.

**Répartition en France et dans le Grand Est :** Les données de répartition de la Valvée nordique en France restent lacunaires avec une vingtaine de localités essentiellement dans le Centre-Val de Loire, la Normandie, les Hauts de France, de quelques annexes hydrauliques des basses vallées du Doubs et de la Loue et le Grand Est.

La première mention de l'espèce dans le Grand Est reste difficile à identifier. En effet, [Devidts \(1977\)](#) traite le nom *Valvata pulchella* S. Studer, 1789 comme une forme de *Valvata piscinalis* (O.F. Müller, 1774) et par ailleurs considère *pulchella* comme synonyme plus récent de *macrostoma* et de *depressa*. La première citation en Alsace de la Valvée nordique est possiblement attribuable à [Hagenmüller \(1872\)](#) qui utilise le nom *V. piscinalis* var. *depressa* pour désigner "un exemplaire au Muséum de Strasbourg provenant des fossés de

la ville". Geissert (1988, 1994), quant à lui, utilise le nom de *Valvata (Atropina) pulchella* S. Studer, 1789 pour désigner la Valvée nordique.

L'espèce est documentée dans le Grand-Est principalement du nord de l'Alsace, dans une cariçaie-moliniaie du ried à Drusenheim (Geissert 1988), à l'embouchure de la Sauer à Munchhausen (Geissert 1988), à Offendorf dans un bras du Rossmoeder (Geissert 1994) et à Lauterbourg (X. Cucherat, donnée inédite, 2009). Plus récemment, la Valvée nordique est documentée dans la Réserve naturelle nationale du Delta de la Sauer (SHNEC 2021b, rapport d'étude) mais également à proximité de Strasbourg dans le massif forestier de la Wantzenau (SHNEC, 18/05/2022, 23/05/2022, donnée non publiée). L'espèce semble être éteinte au sein de la Réserve naturelle nationale d'Offendorf (SHNEC 2021a, rapport d'étude) alors qu'elle était documentée par Geissert (1994). Des coquilles ont été récoltées, agglomérées dans des fourreaux de Phryganes, à Lauterbourg (Thibaut Durr, 31/03/2020, donnée non publiée) et à Mothern (Thibaut Durr, 26/05/2020, donnée non publiée). En dehors de l'Alsace, l'espèce est documentée dans le département de la Meuse sur la commune de Stenay (Cucherat 2022). Sa présence est probable dans la partie séquanienne du département de l'Aube, compte tenu de son occurrence dans cette même vallée à proximité de la frontière auboise (X. Cucherat, 2010, donnée inédite).

**Menaces :** Bien que catégorisée "préoccupation mineure" [LC] à l'échelle mondiale, les populations de la Valvée nordique semblent être actuellement en déclin. Elle est considérée comme menacée d'extinction à fortement menacée en Allemagne, en Autriche, en Suisse, au Royaume Uni où elle est considérée comme une espèce prioritaire dans le Plan d'Actions pour la biodiversité (*Biodiversity Action Plan*, BAP), et en République tchèque. Elle est catégorisée données insuffisantes et En Danger respectivement dans les Listes rouges française (UICN comité français, OFB & MNHN 2021) et de la région Grand Est (ODONAT Grand Est 2023).

Son déclin semble lié à la régression des zones alluviales dynamiques des grands cours d'eau, mais également de la pollution et de l'eutrophisation des eaux (Ormerod *et al.* 2010).

**Mesures de conservation et de gestion :** Pour *Valvata macrostoma*, la priorité doit se porter sur le suivi des populations et la cartographie des habitats sur les sites avérés de présence notamment au sein de la RNN du Delta de la Sauer où 6 localités sont identifiées. Idéalement, un programme d'amélioration des connaissances sur la biologie et l'écologie de l'espèce devrait y être mené en parallèle. La formation des acteurs de la conservation à identification de l'espèce devrait permettre de faciliter les recherches afin de préciser sa répartition au sein de cet espace réglementé mais également dans la RNN d'Offendorf où l'espèce semble être éteinte. Il semble également nécessaire de mener des investigations ADNe à l'échelle régionale pour préciser sa répartition et identifier les sites d'intérêts pour la Valvée nordique.

### Éléments favorables dans la priorisation des projets de conservation

- Présence dans une aire réglementée (Réserve naturelle régionale du Delta de la Sauer).
- Habitats concernés à haute valeur patrimoniale, milieux aquatiques de la plaine alluviale.
- Espèce dont la gestion conservatoire des sites peut bénéficier à plusieurs espèces aquatiques (Ormerod *et al.* 2010).
- Quelques éléments disponibles dans la littérature concernant les mesures de conservation et de gestion disponibles, notamment en Angleterre.

- Des premiers éléments sur la présence de l'espèce pour conduire une stratégie raisonnée de recherches sur le terrain.

### **Éléments défavorables dans la priorisation des projets de conservation**

- Espèce peu facile à identifier.
- Faible potentiel d'espèce charismatique ou emblématique pour soutenir les campagnes de conservation.
- Faible volume d'informations sur la biologie disponible dans la littérature et absence de données sur la dynamique des populations et sur les paramètres écologiques limitants.
- Mauvaise identification des menaces et probables actions lourdes de restauration d'habitat.

### **Actions prioritaires et immédiates**

- Au sein de la RNN du Delta de la Sauer, (i) préciser la répartition de l'espèce, l'inventaire des communautés associées de mollusques aquatiques et la cartographie des habitats concernés, (ii) appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi de populations, (iii) améliorer les connaissances sur la biologie et l'écologie de l'espèce.
- Identifier les habitats favorables de la RNN du Delta de la Sauer et comprendre les mécanismes qui ont menés à son extinction dans la RNN d'Offendorf.
- Tester des méthodes de gestion sur la RNN d'Offendorf à des fins de restauration d'habitats pour d'éventuelles translocations de spécimens.

### **Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires**

- Appliquer des recherches spécifiques à l'échelle régionale pour préciser la répartition de l'espèce.
- Tester l'élevage et la reproduction en aquarium et envisager du renforcement de population ou de réintroduction sur les sites historiques où l'espèce est documentée comme éteinte.
- Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation.

**PARTIE III**

Contre les déficits sur les moyens et les ressources : les grands axes du PRA en faveur des mollusques aquatiques



### Partie III. Contrer les déficits sur les moyens et les ressources : les grands axes du PRA en faveur des mollusques aquatiques

Au regard des éléments présentés dans les deux premières parties, nous proposons ici un découpage en actions afin de répondre à l'objectif général de ce Plan Régional d'Actions qui est **l'amélioration de la prise en compte des mollusques aquatiques dans les démarches et actions régionales de conservation**. Un indicateur possible pour évaluer les attendus définis dans cet objectif général est la diffusion d'un Livre rouge régional des mollusques aquatiques. Cette production permettra non seulement de fixer régulièrement les connaissances acquises, de réactualiser les statuts de menace mais également de fournir des points d'étape concernant le déroulement des différents plans de conservation ainsi que des éléments techniques sur les habitats, espèces et de gestion des milieux. La publication du Livre rouge peut être planifiée pour la fin du PRA comme élément de rendu.

Cependant, dans les chapitres précédents plusieurs verrous, déficits ou handicaps ont été clairement identifiés et constituent des freins à la prise en compte des mollusques dans les stratégies et politiques de conservation. Ces différents aspects (méthodologiques, conceptuels et techniques) ont été présentés dans la première partie et nous les catégorisons ici en quatre groupes distincts : (i) les déficits de ressources, (ii) les déficits de connaissances, (iii) les déficits de conservation et (iv) de gouvernance. Nous argumentons qu'il n'est guère possible d'atteindre l'objectif global, ici fixé sur le long terme, sans prendre en compte l'ensemble de ces compartiments de déficits qui interagissent fortement entre eux. L'absence de ressources techniques ne permet pas l'accrétion des connaissances nécessaires à la prise en compte des espèces en termes d'actions conservatoires. C'est pourquoi nous déclinons ce PRA en quatre sous-objectifs ci-après désignés comme les axes principaux.

Le premier axe a pour objectif de répondre au déficit sur les ressources qui limite considérablement la prise en compte des mollusques aquatiques au sens large, tant par la communauté naturaliste que dans les projets de gestion et de conservation des milieux/espèces. Nous entendons par ressources, les différents outils et plateformes ainsi que les moyens humains et financiers à mettre en œuvre et à déployer pour identifier les espèces, cartographier leur répartition mais également pour centraliser les informations existantes et/ou en voie d'acquisition (biologie, écologie, état des populations par exemple) et la conservation des spécimens. Les ressources ici ciblées seront principalement à destination des acteurs institutionnels et associatifs de la conservation/gestion des espaces naturels et des chercheurs. Trois productions sont attendues avec (i) une base de données régionale (**Action A01**) centralisant l'ensemble des données disponibles sur les mollusques aquatiques en concertation avec les institutions de référence (OFB, SINP, DREAL, AE), (ii) une collection régionale de référence (**Action A02**) pour la conservation des spécimens issus des protocoles d'échantillonnages en lien avec les acteurs du PRA notamment les Conservatoire d'Espaces Naturels du Grand Est et (iii) des outils diagnostiques pour identifier les taxons (**Action A03**).

Le second axe a pour objectif de répondre aux déficits sur les connaissances, lesquels ont été extensivement présentés dans la première partie. Ces déficits ne permettent pas d'identifier la place et le rôle de la plupart des espèces de mollusques aquatiques dans le fonctionnement des écosystèmes. La conséquence est une absence, ou un manque de discernement, de leur prise en compte précisément dans les projets de conservation et/ou d'évaluer l'impact des actions actuellement menées pour la préservation des milieux naturels. Il semble donc nécessaire de développer et de soutenir un véritable programme régional

d'amélioration des connaissances. Or la tâche peut sembler vaste et il apparaît évident que la mise en œuvre des éléments pour lever ces déficits pour chacune des 87 espèces du Grand Est impliquerait un lourd investissement financier, technique et humain. Une approche raisonnée peut être toutefois menée en ciblant les taxons prioritaires (espèces cibles de type I et de type II) qui doivent bénéficier d'un programme d'amélioration des connaissances, soit un total de 30 taxons terminaux. Cette approche permet de réduire d'un facteur 3 le nombre de taxons concernés mais devrait bénéficier à l'ensemble de la malacofaune du Grand Est.

Par ailleurs, une approche complémentaire peut être également menée en concentrant notamment les efforts sur les déficits les plus impactants. En effet, [Hortal et al. \(2015\)](#) montrent que les déficits de connaissances impactent plus ou moins largement les autres. Le déficit linnéen (espèce) affecte profondément tous les autres déficits, car il représente un manque de connaissances sur une unité fondamentale des sciences du vivant utilisée par ailleurs par une large gamme d'utilisateurs. Les déficits de Wallace (répartition) et de Preston (population) sont inextricablement liés et affectent sévèrement les déficits de Raunkiaer (traits de vie), de Hutchinson (composantes abiotiques) et d'Elton (composantes biotiques), alors que ces trois derniers déficits sont également étroitement liés entre eux. Par ailleurs, la nature et l'amplitude des déficits dépendent fortement de la finesse des résolutions spatiales et temporelles considérées ([Hartley & Kunin 2003](#), [Whittaker et al. 2005](#)). À large échelle, il est possible d'avoir une vue relativement satisfaisante du nombre de taxons présents et de leur répartition. En revanche, à plus petite échelle, le déficit wallacéen commence à se creuser car des informations de plus en plus précises sur les distributions sont nécessaires ([McPherson & Jetz 2007](#), [Riddle et al. 2011](#), [Pineda & Lobo 2012](#)). Pour une résolution spatiale très fine, il devient difficile de confirmer la présence ou l'absence d'une espèce. En effet, à très large échelle le déficit Linnéen est principalement affecté par le nombre considérable d'espèces nouvelles pour la science à découvrir et par le volume non moins considérable d'espèces dont les limites taxonomiques n'ont pas été revisitées depuis leur description. En revanche, à une échelle spatiale plus fine, et particulièrement pour les régions bien étudiées comme l'Europe, le déficit linnéen est lié au déficit de Wallace. Cela se traduit par la rareté des inventaires taxonomiques non seulement pour les grandes unités administratives du territoire métropolitain mais également au niveau des aires naturelles réglementées. Similairement, les différences de résolution temporelle vont plus ou moins amplifier les déficits à des niveaux plus dynamiques comme les changements d'aire de répartition (Wallace), d'abondance des populations (Preston), de composition des communautés (Elton) ou de paramètres environnementaux limitants (Raunkiaer & Hutchinson) pour ne prendre que ces quelques exemples. Cela peut être particulièrement impactant pour suivre l'expansion des espèces introduites et leur effet sur les communautés et sur les populations des espèces autochtones ou pour dépister/anticiper d'éventuel effondrement populationnel pour certaines espèces.

L'allocation des moyens doit donc se porter sur ces éléments fondamentaux, à savoir prioritairement (i) lisser les déficits les plus impactants à savoir de Linné ([Action A08](#)), Wallace ([Action A05](#)) et Preston ([Action A06](#)) et (ii) favoriser les démarches collaboratives pour atténuer les autres déficits de connaissances (Elton, Hutchinson, Raunkiaer, [Action A07](#)).

Par conséquent, ce second axe a pour objectif de fournir les documents stratégiques pour adopter des protocoles d'échantillonnages adaptés et uniformisés mais également les priorités de recherche en termes d'espaces géographiques et écologiques ([Action A04](#)). Nous recommandons d'appliquer l'ensemble des protocoles d'amélioration des connaissances (répartition, [Action A05](#) ; population, [Action A06](#) ; écologie,

**Action A07**) à toutes les espèces cibles de type I, c.-à-d. les espèces menacées d'extinction à l'échelle régionale, et uniquement les protocoles visant à améliorer les connaissances sur la répartition géographique (**Action A05**) aux espèces cibles de type II, c.-à-d. les espèces présentant des déficits majeurs de connaissance qui entravent leur catégorisation de menace. Enfin, 4 taxons présentent un déficit de connaissance taxonomique majeur (*Avenionia bourguignati*, *Bythinella* spp., *Bythiospeum rhenanum* et *Spiralix rayi*) et nécessitent des approches académiques quant à leur délimitation spécifique (**Action A08**).

Il est par ailleurs nécessaire d'articuler les résultats obtenus dans ce second axe avec les objectifs de bancarisation déployés dans le premier axe.

Le troisième axe a pour objectif de répondre au déficit de conservation. Il s'agit d'informer et de sensibiliser les acteurs de la conservation ainsi que le grand public aux enjeux liés aux mollusques aquatiques. Il est attendu non seulement une meilleure prise en compte des espèces cibles dans la réglementation régionale (**Action A09**), l'amélioration des connaissances concernant la présence et le statut de conservation des espèces dans les aires réglementées (**Action A10**) mais également l'émergence de plusieurs plans de conservation (**Actions A10.1 à A10.7**) liés aux espèces identifiées comme à enjeu prioritaire et immédiat de conservation (**Partie II, Chapitres 2 et 3**). La mise en œuvre de projets de conservation (**Actions A10.1 à A10.7**) dépend directement du budget global alloué à ce PRA auquel est également intégré l'ensemble des actions ici planifiées. Cependant, l'exercice de priorisation des projets de conservation (**Partie II, Chapitres 2 & 3**) permet de sélectionner les projets indépendamment du budget disponible. Le nombre de projets possiblement mobilisable dépendra de la capacité à mobiliser des fonds additionnels pendant la durée du PRA. Enfin dernière action de l'axe 3, la sensibilisation du grand public est un point nécessaire et stratégique à développer (**Action A11**) pour une meilleure appropriation des enjeux liés à la conservation des invertébrés.

Le quatrième axe, à travers **l'action 12**, est transversal et a pour objectif de permettre la bonne réalisation du PRA et de ses actions à travers une gouvernance à deux cercles décisionnels avec d'une part les décideurs représentants des grandes institutions régionales gestionnaires directement ou indirectement de la biodiversité et d'autre part les acteurs de la conservation et de la recherche.

Nous fournissons ci-après une vue synoptique du PRA avec les objectifs annoncés pour chacune des actions programmées puis les fiches détaillées correspondantes. Des éléments budgétaires sont indiqués dans chaque fiche action et le bilan global est donné et discuté dans la troisième partie

## 1. Découpage du PRA en axes et actions

**Objectif général du PRA en faveur des mollusques aquatiques** : Améliorer la prise en compte des mollusques aquatiques dans les démarches et actions régionales de conservation.

**Production attendue** : Rédaction en 2030, d'un Livre rouge des mollusques aquatiques du Grand Est qui comprendra l'état de l'art sur les méthodes, les connaissances disponibles et la conservation des mollusques aquatiques du Grand Est ainsi que la réactualisation des statuts de menaces UICN.

**Objectif de l'Axe 1**. Répondre au déficit sur les ressources : élaborer, gérer et rendre disponible les outils nécessaires à l'étude et à la conservation des Mollusques du Grand Est. Il est attendu la création d'outils numériques (base de données) et didactiques (identification des espèces) ainsi que des

plateformes techniques (collections d'études) pour centraliser les informations et soutenir les actions d'améliorations et de conservation.

**Objectif de l'Axe 2.** Répondre au déficit de connaissances : améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation. Il est attendu la production d'un corpus de méthodes/protocoles standardisés et le développement d'un réseau d'acteurs formés aux problématiques liées à l'étude des mollusques aquatiques.

**Objectif de l'Axe 3.** Répondre au déficit de conservation : favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public. Il est attendu la réalisation de projets de conservation pour au moins 4 espèces cibles de type I dans le cadre d'un réseau d'acteurs et d'approches transdisciplinaires.

**Objectif de l'Axe 4. [axe transversal]** Permettre la réalisation du PRA et la mise en œuvre de ses actions. Il est attendu la création d'un centre régional de référence dédié à l'étude et à la conservation des mollusques.

## **Axe 1. [axe transversal] Élaborer, gérer et rendre disponible les outils nécessaires à l'étude et à la conservation des Mollusques du Grand Est**

### **A01. Développer et gérer la base de données régionale Mollusques du Grand Est [MYXAS]**

- Structurer la base de données existante en conformité avec les standards internationaux (Darwin Core) afin notamment d'intégrer des données protocolées [en lien avec Axe 2, A04]
- Élaborer les procédures et standards d'échanges (semi)-automatisés [import-export] avec le réseau d'observateurs et institutionnel (SINPN, OFB, GBIF, CEN, etc.) [en lien avec Axe 2, A04]
- Gérer, filtrer et analyser les informations contenues dans la base de données et répondre aux demandes des différents utilisateurs (bureaux d'études, porteurs de projets, etc.)
- Rassembler, numériser et archiver les données disponibles dans la littérature et les collections régionales
- Développer et gérer un atlas en ligne [interface cartographique de MYXAS] en y intégrant la possibilité d'élargir l'emprise spatiale aux régions limitrophes françaises, suisses et allemandes (unité éco-géographique)
- Intégrer la possibilité d'une interface de cartographie prédictive afin de fournir des stratégies raisonnées d'échantillonnages

### **A02. Création et gestion de collections de référence et d'étude**

- Constituer des collections de référence et d'étude pour la conservation de spécimens provenant notamment d'études protocolées avec la nécessité par ailleurs de développer des méthodes adaptées de conservation en fonction de la nature des spécimens (collection en alcool, cryoconservation, etc.)
- Numérisation des spécimens et intégration de l'ensemble des données afférentes dans MYXAS (démarche ReColnat) [en lien avec Axe 1, A01]
- Dispositif pour une possible contribution au Barcode of Life Data System (Bold Systems v4)

### **A03. Actualisation régulière d'une liste de référence et des outils de détermination et de connaissances des espèces**

- Rendre disponible, gérer et actualiser une liste de référence fondée sur les référentiels taxonomiques standards (TaxRef, MolluscaBAsE) incluant traits écologiques, catégorisation UICN, enjeux de priorités et/ou déterminantes, difficultés de détermination et réglementation
- Favoriser la centralisation et le partage de la littérature grise (rapports d'étude, publications, etc.) concernant la taxonomie, l'état des populations, les traits de vie, les communautés et les tolérances abiotiques des taxons [en lien avec [Axe 1, A01](#) & [Axe 2, A05 à A08](#)]
- Rédiger et diffuser une malacofaune illustrée pour favoriser l'aide à l'identification des espèces
- Explorer les outils numériques actuels d'aide à l'identification des espèces

### **Axe 2. Améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation**

#### **A04. Structurer et animer le réseau régional pour l'étude et la conservation des mollusques**

- Élaborer un référentiel régional méthodologique [work flow, Rapid Bioassessment Methods for Freshwater molluscs] pour l'inventaire et l'échantillonnage des mollusques du Grand Est
- Proposer une stratégie régionale d'échantillonnages fondée sur les espèces et les milieux identifiés comme prioritaires (zones de méconnaissance, points chauds, espaces réglementées, enjeux de conservation, espèces cibles, etc.)
- Former aux méthodes d'inventaires et d'identification à travers des formations/stages à destination des gestionnaires des espaces naturels, des structures naturalistes et des agents des administrations publiques

#### **A05. Favoriser l'acquisition de connaissances sur la distribution des espèces**

- Favoriser et soutenir les campagnes d'inventaires traditionnels à l'échelle régionale en lien avec les objectifs et priorités du PRA et des propositions de l'action A04 [[Axe 2, A04](#)]
- Favoriser et soutenir les campagnes d'inventaires ADNe à l'échelle régionale en lien avec les objectifs et priorités du PRA et des propositions de l'action A04 [[Axe 2, A04](#)]
- Permettre la planification des échantillonnages à travers des études scientifiques fondées sur des approches prédictives pour les espèces cibles [en lien avec [Axe 1, A01](#)]

#### **A06. Favoriser l'acquisition de connaissances sur les populations pour les espèces cibles**

- Favoriser et soutenir les campagnes d'inventaires fondées sur des méthodes adaptées, optimisées et standardisées afin d'évaluer les abondances et les densités [en lien avec [Axe 2, A04](#)]
- Favoriser la bancarisation de l'ensemble des données "population" et le suivi des indicateurs de l'état de conservation des populations [en lien avec [Axe 1, A01](#)]
- Développer un réseau de suivi temporel pour certains taxons
- Permettre les évaluations d'abondance de populations à travers des études scientifiques fondées sur des approches moléculaires quantitatives

### **A07. Favoriser l'acquisition de connaissances sur les traits de vie et paramètres biotiques et abiotiques pour les espèces cibles**

- Permettre les études scientifiques pour la collecte des données à travers des expérimentations en laboratoire (centre d'élevage) et sur le terrain par des approches intégratives et transversales (espèce, population, habitat, communauté)
- Favoriser la bancarisation et le partage d'une large gamme de données (répartition, traits de vie, abondance des poissons hôtes, régimes alimentaires, etc.) [en lien avec [Axe 1, A01](#)]
- Favoriser les approches prédictives pour anticiper les changements environnementaux pouvant compromettre la survie des espèces/populations

### **A08. Favoriser l'acquisition de connaissances sur la délimitation des espèces identifiées dans le purgatoire taxonomique**

- Permettre les études scientifiques fondées sur des approches intégratives pour la délimitation des espèces concernées [en lien avec [Axe 1, A02](#)]
- Développer une stratégie de conservation, populations/habitats, pour les taxons présentant des problématiques de délimitation et identifiés comme menacés et à enjeux prioritaires (groupe des Hydrobies notamment)

### **Axe 3. Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public**

#### **A09. Fournir aux décideurs les éléments décisionnels pour une meilleure prise en compte des mollusques aquatiques et en particulier les espèces cibles**

- Favoriser l'actualisation des statuts patrimoniaux et de catégorisation UICN des espèces et des habitats (Liste rouge réactualisée, ZNIEFF, ...) en vue de leur prise en compte dans la réglementation régionale [en lien avec [Axe 1, A03](#)]
- Fournir des éléments stratégiques réguliers et actualisés pour la prise en compte des espèces cibles dans les projets d'aménagement impactant les masses d'eau sur le territoire

#### **A10. Fournir aux acteurs de la conservation les éléments opérationnels pour faire émerger les actions de conservation et de gestion nécessaires au maintien des populations des espèces cibles**

- Accompagner les acteurs de la conservation pour la mise en œuvre de projets de conservation pour les espèces cibles sélectionnées [en lien avec les [Axes 1 & 2](#)] - se reporter aux fiches actions [A10.1](#) à [A10.7](#)
- Favoriser et soutenir les collaborations entre recherche académique et acteurs de la conservation [en lien avec les [Axes 1 & 2](#)]
- Soutenir les études d'amélioration globale des connaissances à travers des inventaires dans les aires protégées et/ou réglementées [en lien avec les [Axes 1 & 2](#)]
- Soutenir la création de cahiers techniques "conservation" pour les espèces cibles [en lien avec les [Axes 1 & 2](#)]

### **A11. Favoriser les actions de sensibilisation auprès du grand public**

- Permettre les actions de sensibilisation et de découverte des mollusques aquatiques pour le public naturaliste déjà sensibilisé aux problématiques environnementales
- Permettre les actions de sensibilisation auprès d'un grand public peu exposé aux problématiques environnementales
- Permettre les actions de sensibilisation auprès du jeune public à travers les structures existantes (CINE, milieux scolaires, parcours muséaux, ...)

## **Axe 4. [axe transversal] Permettre la réalisation du PRA et la mise en œuvre de ses actions**

### **A12. Structurer, planifier et animer le PRA**

- Organiser et permettre le bon fonctionnement de la gouvernance
- Animer et coordonner le déroulement des actions
- Communiquer autour des réalisations et enjeux du PRA, non seulement vers les acteurs du PRA mais également vers le grand public
- Budgétiser, rechercher des financements complémentaires pour l'autonomisation et le déroulement des actions
- Favoriser l'émergence d'un centre régional de référence dédié à l'étude et à la conservation des mollusques afin de fédérer et coordonner le réseau d'expertises régionales dans le cadre des stratégies proposées dans le PRA mais également pour la centralisation de l'ensemble des données (base de données) et du matériel d'étude (collections)

## **2. Fiches actions**

Toutes les actions détaillées dans le chapitre précédent font l'objet d'une fiche descriptive ([Annexe1](#)) qui fournit : (i) son intitulé et l'axe dont elle relève ; (ii) le degré de priorité qui relève ici de la programmation de sa mise en œuvre et de son intensité des moyens déployés à travers les différentes phases du PRA ; (iii) son objectif global et son cadre méthodologique qui font référence aux chapitres concernés ; (iv) le ou les taxons cibles ; (v) des indicateurs de suivi et de d'évaluation ; (vi) le ou les pilotes de l'action ainsi que les partenaires potentiels ; une approche budgétaire globale.

La notion de priorité, donnée dans le document cadre de l'action A03 du LIFE Biodiv'Est, est interprétée ici comme un indice de programmation cohérente des moyens à déployer pour la mise en œuvre des actions. Pour exemple, nous considérons que l'axe 1, qui cadre la majeure partie des actions liée à la création de ressources, doit être mise en œuvre prioritairement pendant la phase du 2 [de janvier 2024 à juin 2026] du PRA. L'intensité des moyens pour cet axe 1 décroît lors des phases 3 [juillet 2026 à décembre 2028] et 4 [janvier 2029 à décembre 2030] du PRA. Les axes 2 et 3 verront à l'inverse une augmentation progressive de l'intensité des moyens déployés à travers les phases 2 à 4. Dans chaque fiche action, le code couleur lié calendrier indique donc la magnitude des moyens alloués (gris foncé : maximale ; gris médium : moyenne ; gris clair : faible ou inexistante).

Le **Tableau 5** donne une vue d'ensemble des Axes et Actions avec notamment la correspondance avec la classification LIFE au titre de l'article L411-3 et le degré de priorité et, dans certains cas, si certaines actions ont été engagées dès la phase 1 du PRA.

**Tableau 5** - Organisation du PRA en axes et actions. Lien avec la classification L411-3 "Plans d'Actions" : ■ **Axe de connaissance/suivi** ; ■ **Axe de gestion/restauration/protection** ; ■ **Axe de communication/sensibilisation**.

	N°	Intitulé	Nature de l'action	Phase 1	Priorité
Axe 1	A01	Développer et gérer la base de données régionale Mollusques du Grand Est	Création de ressources ■	engagée	1
	A02	Création et gestion de collections de référence et d'étude	Création de ressources ■	engagée	1
	A03	Actualisation régulière d'une liste de référence et des outils de détermination et de connaissances des espèces	Création de ressources ■■	engagée	1
Axe 2	A04	Structurer et animer le réseau régional pour l'étude et la conservation des mollusques	Ressources - Formation ■■		1
	A05	Favoriser l'acquisition de connaissances sur la distribution des espèces	Études - Connaissances ■	engagée	2
	A06	Favoriser l'acquisition de connaissances sur les populations pour les espèces cibles	Études - Connaissances ■		2
	A07	Favoriser l'acquisition de connaissances sur les traits de vie et paramètres biotiques et abiotiques pour les espèces cibles	Études - Connaissances ■		2
	A08	Favoriser l'acquisition de connaissances sur la délimitation des espèces identifiées dans le purgatoire taxonomique	Études - Connaissances ■■		3
Axe 3	A09	Fournir aux décideurs les éléments décisionnels pour une meilleure prise en compte des mollusques aquatiques et en particulier les espèces cibles	Création de ressources ■■	engagée	1-2
	A10	Fournir aux acteurs de la conservation les éléments opérationnels pour faire émerger les actions de conservation et de gestion nécessaires au maintien des populations des espèces cibles	Études - Conservation ■■	engagée	1-2
	A10.1	Plan de conservation : <i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)	Études - Conservation ■■■	engagée	2-3
	A10.2	Plan de conservation : <i>Belgrandia gfrast</i> Haase, 2000	Études - Conservation ■■■	engagée	1-2
	A10.3	Plan de conservation : <i>Gyraulus rosmaessleri</i> (Auerswald, 1852)	Études - Conservation ■■■		3
	A10.4	Plan de conservation : <i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774)	Études - Conservation ■■■	engagée	2-3
	A10.5	Plan de conservation : <i>Pseudanodonta complanata</i> (Holandre, 1836)	Études - Conservation ■■■		3
	A10.6	Plan de conservation : <i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)	Études - Conservation ■■■		3
	A10.7	Plan de conservation : <i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864	Études - Conservation ■■■		3
	A11	Favoriser les actions de sensibilisation auprès du grand public	Ressources - Formation ■	engagée	2-3
Axe 4	A12	Structurer, planifier et animer le PRA	Gouvernance		trans

### 3. Budget global & gouvernance

#### 3.1 Budget global

Le budget global pour réaliser 16 actions sur 19 du PRA est estimé à **568 800 €** sur la période de 2024 à 2031 (phases 2 à 4). Le détail est donné à travers les différentes fiches actions ([Annexe 1](#)) et dans la colonne "Budgétisé" du [Tableau 6](#). Le prévisionnel est estimé sur la base des besoins en termes de (i) travail salarié (environ 1.75 ETP sur la durée du PRA), (ii) la hauteur des investissements (collections, numérisation, matériel de terrain), (iii) du fonctionnement (déplacements, consommables, maintenance) et (iv) des potentiels frais d'étude (séquençage, expertise, recherche). En l'état, les frais liés à d'autres structures, notamment les autres pilotes d'actions de conservation, ne sont pas ici pris en compte. Au regard de la hauteur du budget estimé, les coûts liés à la réalisation de programmes de conservation en faveur de *Pseudanodonta complanata*, *Potomida littoralis* et *Valvata macrostoma* n'ont pas été intégrés. Ces actions restent en l'état programmable en fonction du volume de cofinancement soulevé.

Les enveloppes prévisionnelles par axe sont relativement équilibrées ([Tableau 6](#), colonne "Budgétisé"), soit respectivement et pour l'ensemble des phases de réalisation 129 800 € dédiés à l'Axe 1 (Création de ressources), 172 800 € pour l'Axe 2 (Ressources, Formation, Études et Connaissances) et 202 200 € pour l'Axe 3 (Ressources, Études et Conservation). Enfin, l'axe 4 transversal consacré à l'animation du PRA est estimé à 64 000 € sur la durée du PRA.

L'enveloppe prévisionnelle globale attribuée par le projet LIFE Biodiv'Est pour la réalisation de ce Plan Régional d'Actions est de **260 k€** incluant sa rédaction (**20 k€**). Le volume financier résiduel (**240 k€**) a donc été réparti sur les différents axes et actions en fonction de leur programmation défini dans les fiches actions (indice de Priorité de 1 à 3) et ici reporté dans le [Tableau 6](#) qui résume la répartition spatiale des différents postes budgétaires. En l'état, le volume financier actuel de **240 k€**, et les cofinancements déjà acquis (**36,7 k€**), permettent de réaliser près de **50%** des actions du PRA. Cependant, il ne permet pas à l'animateur du PRA d'envisager sur cette base un recrutement de personnel en appui de l'équipe actuelle. Pour la phase 2 du LIFE, la réalisation des actions reposera donc sur les ressources humaines actuelles et avec l'appui de structures extérieures. Un réajustement pourra être envisagé en fonction des cofinancements obtenus.

L'appui financier probable par les services de l'état pour les actions de conservation notamment pour *Anisus vorticulus* ([Action 10.1](#)), *Gyraulus rossmaessleri* ([Action 10.3](#)) et *Myxas glutinosa* ([Action 10.4](#)) devrait permettre de couvrir l'ensemble des actions programmées. À ce jour, seul le plan de conservation de *Belgrandia gfrast* ([Action 10.2](#)) est entièrement couvert, et en partie réalisé, grâce au cofinancement obtenu de la RNN Petite Camargue Alsacienne.

#### 3.2 Gouvernance

Compte tenu de la durée de ce PRA, de la nature des espèces concernées et de la diversité des actions prévues, des évolutions dans sa gouvernance seront peut-être à envisager en cours de réalisation pour correspondre au mieux des réalités du moment. La gouvernance est articulée autour de deux groupes distincts que sont :

- Un comité de pilotage qui est l'instance décisionnelle du PRA
- Un comité scientifique chargé d'orienter et de conseiller

Les membres de ces instances agissent et se réunissent selon un principe de solidarité avec les actions développées dans le PRA, et respectent bien entendu la confidentialité des échanges qui ont lieu dans ce cadre.

**Le comité de pilotage** est composé des représentantes et représentants des partenaires financiers et institutionnels du PRA. À l'heure de la rédaction de ce document, ces partenaires sont les suivants : la Région Grand Est, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, l'Office Français pour la Biodiversité, la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Grand Est et l'Office pour les Données naturalistes du Grand Est (association ODONAT). Le comité de pilotage se réunit une fois par an (périodicité à adapter selon les besoins). Les objectifs de ce comité de pilotage sont les suivants :

- Valider la programmation des actions et les budgets prévisionnels associés
- Emettre des propositions de cofinancements des actions
- Evaluer les actions réalisées conformément aux critères définis dans les fiches-actions

**Le comité scientifique** peut être composé par des représentantes et représentants des gestionnaires d'espaces naturels (Conservatoires d'Espaces Naturels de Lorraine, Champagne-Ardenne et Alsace) ; des Réserves Naturelles Régionales et Nationales ; des Départements gestionnaires des ENS ; des Parcs Naturels Régionaux ; de l'Office National des Forêts ; des pilotes et gestionnaires de sites Natura 2000 ; des pilotes de la gestion des RNN, de l'Office Français pour la Biodiversité, des Conservatoires de Botanique Nationaux et autres associations ou organismes naturalistes. Il inclut également des organismes de recherche (Museum National d'Histoire Naturelle, Universités de Strasbourg, Metz ou Nancy, ENGEES), d'experts indépendants associés directement aux travaux du PRA, des réseaux d'éducation à la nature et à l'environnement et des structures de formation. La composition de ce comité scientifique est à définir et pourra évoluer en fonction de la nature des actions développées. Le comité scientifique est réuni autant de fois que nécessaire (à titre indicatif : une fois par an), et peut également être sollicité par courrier électronique ou tout autre moyen dématérialisé. Le rôle du comité scientifique est :

- D'émettre des propositions quant à la stratégie de développement du PRA (programmation des actions etc)
- D'émettre des propositions relatives aux contenus des actions et d'amender les différents documents de rendu du PRA.

**L'animateur** identifié pour ce PRA est la *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*. Les actions de l'animateur sont appuyées par l'Office des Données Naturalistes du Grand Est qui assure un rôle de conseil notamment vis-à-vis des aspects administratifs, et propose également des cofinancements aux actions. Le rôle de l'animateur est :

- D'assurer la coordination du PRA avec les différents acteurs et pilotes d'actions
- D'assurer l'organisation des comités de pilotage et comités scientifiques, et le lien entre ces deux instances
- De gérer les aspects administratifs et financiers avec l'appui des membres du comité de pilotage
- De mettre en œuvre les actions du PRA pour lesquelles il est identifié comme pilote

**Tableau 6** - Budget prévisionnel du PRA. Les montants sont donnés par axe. Le budget indiqué pour l'axe 3 comprend le déroulement de 4 plans de conservation "espèce" (cf. [Fiches actions A10.1 à 10.4](#)). La colonne **Budgetisé** indique le budget idéal pour réaliser 100% des actions du PRA (sauf actions 10.5 à 10.7), la colonne **Réalisé** est la synthèse des budgets par phase sur la base des financements alloués par le LIFE Biodiv'Est (260 k€) et ces cofinancements acquis (36.7 k€).

N°		Budgetisé	Phase1	Phase2	Phase3	Phase4a	Phase4b	co-financ	Réalisé
Axe 1	A01	Création de ressources ■	48 900€	3 000€	3 000€	1 000€		15 000€	22 000€ 45%
	A02	Création de ressources ■	50 900€	20 000€	3 000€	1 000€			24 000€ 47%
	A03	Création de ressources ■■	30 000€	10 000€	3 000€	1 000€			14 000€ 47%
<b>Total Axe 1</b>		<b>129 800€</b>	<b>33 000€</b>	<b>9 000€</b>	<b>3 000€</b>			<b>15 000€</b>	<b>60 000€ 46%</b>
Axe 2	A04	Ressources - Formation ■■	12 800€	5 000€	3 000€				8 000€
	A05	Études - Connaissances ■			18 625€	5 000€			23 625€
	A06	Études - Connaissances ■	160 000€		10 000€				10 000€
	A07	Études - Connaissances ■		10 000€				10 000€	
	A08	Études - Connaissances ■■			4 500€			4 500€	
<b>Total Axe 2</b>		<b>172 800€</b>	<b>5 000€</b>	<b>41 625€</b>	<b>9 500€</b>			<b>56 125€ 32%</b>	
Axe 3	A09	Création de ressources ■■	25 000€	5 000€	2 000€			4 500€	11 500€ 46%
	A10	Études - Conservation ■■	10 000€	6 125€	3 000€				9 125€ 91%
	A10.1	Études - Conservation ■■■	50 000€			10 000€			10 000€ 20%
	A10.2	Études - Conservation ■■■	26 200€	9 000€			17 200€		26 200€ 100%
	A10.3	Études - Conservation ■■■	25 000€			10 000€			10 000€ 40%
	A10.4	Études - Conservation ■■■	50 000€			10 000€			10 000€ 20%
	A10.5	Études - Conservation ■■■ non inscrit							-€
	A10.6	Études - Conservation ■■■ non inscrit							-€
	A10.7	Études - Conservation ■■■ non inscrit							-€
A11	Ressources - Formation ■	16 000€		2 500€	4 000€			6 500€ 41%	
<b>Total Axe 3</b>		<b>202 200€</b>	<b>20 125€</b>	<b>7 500€</b>	<b>34 000€</b>			<b>21 700€</b>	<b>83 325€ 41%</b>
<b>Total Axe 4</b>		<b>Gouvernance 64 000€</b>	<b>20 000€</b>	<b>20 000€</b>	<b>16 000€</b>	<b>8 000€</b>			<b>64 000€ 100%</b>
<b>Total</b>		<b>568 800€</b>	<b>20 000€</b>	<b>78 125€</b>	<b>78 125€</b>	<b>62 500€</b>	<b>21 250€</b>	<b>36 700€</b>	<b>296 700€ 52%</b>



## **BIBLIOGRAPHIE**



- AECOM/ABREHART Ecology 2018.** Scoping and detailed site survey 2017 to identify translocation 2018 sites of the little whirlpool ramshorn snail: report to Highways England. Leeds, AECOM.
- AECOM/ABREHART Ecology 2017.** Translocation of the little whirlpool ramshorn snail. Leeds, AECOM. p. 21.
- AECOM/ABREHART Ecology 2016.** Translocation of the little whirlpool ramshorn snail - multi-variate community analysis. Leeds, AECOM.
- AECOM/ABREHART Ecology 2015.** Translocation of the little whirlpool ramshorn snail - scoping survey. Leeds, AECOM.
- Aksenova O.V., Bolotov I.N., Gofarov M.Yu., Kondakov A.V., Vinarski M.V., Bespalaya Y.V., Kolosova Y.S., Palatov D.M., Sokolova S.E., Spitsyn V.M., Tomilova A.A., Travina O.V. & Vikhrev I.V. 2018.** Species Richness, Molecular Taxonomy and Biogeography of the Radicine Pond Snails (Gastropoda: Lymnaeidae) in the Old World. *Scientific Reports*, 8 (1) : 1-17. doi:[10.1038/s41598-018-29451-1](https://doi.org/10.1038/s41598-018-29451-1)
- Araujo R., Buckley D., Nagel K.-O. & Machordom A. 2016.** *Potomida littoralis* (Bivalvia, Unionidae) evolutionary history: slow evolution or recent speciation? *Zoological Journal of the Linnean Society*, doi:[10.1111/zoj.12470](https://doi.org/10.1111/zoj.12470)
- Archambault J.M., Cope W.G. & Kwak T.J. 2014.** Influence of sediment presence on freshwater mussel thermal tolerance. *Freshwater Science*, 33
- Bank R.A. & Neubert E. 2017.** Checklist of the land and freshwater Gastropoda of Europe. p. 170.
- Barneix M. & Gigot G. 2013.** Listes rouges des espèces menacées et enjeux de conservation : étude prospective pour la valorisation des Listes rouges. Paris, SPN-MNHN, p. 63. (Propositionsméthodologiques)
- Barnes M.A. & Turner C.R. 2016.** The ecology of environmental DNA and implications for conservation genetics. *Conservation Genetics*, 17 (1) : 1-17. doi:[10.1007/s10592-015-0775-4](https://doi.org/10.1007/s10592-015-0775-4)
- Barrowclough G.F., Cracraft J., Klicka J. & Zink R.M. 2016.** How Many Kinds of Birds Are There and Why Does It Matter?, in GREEN A.J. (éd.). *PLOS ONE*, 11 (11) : e0166307. doi:[10.1371/journal.pone.0166307](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166307)
- Barua M. 2011.** Mobilizing metaphors: the popular use of keystone, flagship and umbrella species concepts. *Biodiversity and Conservation*, 20 (7) : 1427-1440.
- Bässler C., Müller J., Hothorn T., Kneib T., Badeck F. & Dziöck F. 2010.** Estimation of the extinction risk for high-montane species as a consequence of global warming and assessment of their suitability as cross-taxon indicators. *Ecological Indicators*, 10 (2) : 341-352. doi:[10.1016/j.ecolind.2009.06.014](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.014)
- Baudet J., Gruet Y. & Maillard Y. 1988.** Distribution de certaines espèces de la malacofaune aquatique du marais breton-vendéen (Loire-Atlantique et Vendée). *Haliotis*, 18: 21-31.
- Beran L. 2015.** Changes in the distribution of Anisus vorticulus (Troschel, 1834) (Gastropoda: Planorbidae) in the Czech Republic, monitoring and notes on habitat requirements. *Folia Malacologica*, 23 (3) : 211-223. doi:[10.12657/folmal.023.020](https://doi.org/10.12657/folmal.023.020)
- Beran L. 2005.** New records of Gyraulus rossmaessleri (Gastropoda: Planorbidae) in the Czech Republic. *Malacologica Bohemoslovaca*, 4: 3-4.
- Beran L. & Horsák M. 2011.** Habitat requirements and distribution of Gyraulus rossmaessleri (Gastropoda: Planorbidae) in northwestern Bohemia | The Conchological Society of Great Britain and Ireland. *Journal of Conchology*, 40 (5) : 509-513.
- Berezina N.A. 2001.** Influence of ambient pH on freshwater invertebrates under experimental conditions. *Russian Journal of Ecology*, 32: 343-351.
- Beriozkina G.V., Izakeinaite A.P., Kiseleva L.N. & Konstantinova T.S. 1980.** Some peculiarities of calcium content in shells of lymnaeid snails. Smolensk State, Pedagogical Institute Press. 45-49 pp. (Ecology of animals of Smolensk Region and adjacent areas)
- Bichain J.-M. 2017.** *Description et répartition des macro-bivalves du Haut- et du Bas-Rhin*. Vol. 3. 46 pp. (Malacofaune d'Alsace)
- Bichain J.-M. 2016.** *Description et répartition des escargots terrestres du Haut- et du Bas-Rhin*. Vol. 1. 144 pp. (Malacofaune d'Alsace)
- Bichain J.-M. 2015.** La Liste rouge des Mollusques menacés en Alsace. In Heuacker V., Kaempf S., Morantin R. & Muller Y. (coord.). *Livre rouge des espèces menacées en Alsace*. ODNAT. p. 149-161. (Collection Conservation)
- Bichain J.-M., Cucherat X., Brulé H., Durr T., Guhring J., Hommay G., Ryelandt J. & Umbrecht K. 2019.** Liste de référence fonctionnelle et annotée des Mollusques continentaux (Mollusca: Gastropoda & Bivalvia) du Grand-Est (France). *Naturae*, (11) . doi:[10.5852/naturae2019a11](https://doi.org/10.5852/naturae2019a11)
- Bichain J.-M., Gaubert P., Samadi S. & Boisselier-Dubayle M.-C. 2007.** A gleam in the dark: Phylogenetic species delimitation in the confusing spring-snail genus Bythinella Moquin-Tandon, 1856 (Gastropoda: Rissooidea: Amnicolidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 45 (3) : 927-941. doi:[10.1016/j.ympev.2007.07.018](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2007.07.018)
- Bichain J.-M., Hommay G. & Cucherat X. 2016.** *Description et répartition des limaces du Haut- et du Bas-Rhin*. Vol. 2. 67 pp. (Malacofaune d'Alsace)
- Bichain J.-M., Hommay G., Stoffer A., Durr T. & Lamand F. 2023.** Liste de référence annotée et actualisée des mollusques continentaux du Grand Est (France). *Bulletin de la Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*, 79 (3) : 13-41.
- Bichain J.-M. & Orio S. 2013.** Liste de référence annotée des mollusques d'Alsace (France). *MalaCo*, 9: 498-534.
- Bichain J.-M. & Ryelandt J. 2023.** Redécouverte de la Limnée cristalline, *Myxas glutinosa* (O. F. Müller, 1774) (Mollusca, Gastropoda, Lymnaeidae) dans la rivière Aube (France, Grand Est). *Bulletin de la Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*, 79 (2) : 7-12.
- Bichain J.-M., Umbrecht K., Ryelandt J. & Cucherat X. 2021.** Priorités régionales de conservation pour les mollusques continentaux : un défi pour les taxons mal documentés. *Naturae*, 14: 183-211. doi:<https://doi.org/10.5852/naturae2021a14>
- Boeters H.D. & Falkner G. 2008.** Unbekannte westeuropäische Prosobranchia, 15.1) Neue und alte Quell- und Grundwasserschnecken aus Frankreich (Gastropoda: Moitessieriidae et Hydrobiidae). *Heldia*, 5 (6) : 149-170.

- Böhm M., Dewhurst-Richman N.I., Seddon M., Ledger S.E.H., Albrecht C., Allen D., Bogan A.E., Cordeiro J., Cummings K.S., Cutelod A., Darrigran G., Darwall W., Fehér Z., Gibson C., Graf D.L., Köhler F., Lopes-Lima M., Pastorino G., Perez K.E., Smith K., Van Damme D., Vinarski M.V., Von Proschwitz T., Von Rintelen T., Aldridge D.C., Aravind N.A., Budha P.B., Clavijo C., Van Tu D., Gargominy O., Ghamizi M., Haase M., Hilton-Taylor C., Johnson P.D., Kebapçı Ü., Lajtner J., Lange C.N., Lepitzki D.A.W., Martínez-Orti A., Moorkens E.A., Neubert E., Pollock C.M., Prié V., Radea C., Ramirez R., Ramos M.A., Santos S.B., Slapnik R., Son M.O., Stensgaard A.S. & Collen B. 2020.** The conservation status of the world's freshwater molluscs. *Hydrobiologia*, doi:10.1007/s10750-020-04385-w
- Bolotov I.N., Konopleva E.S., Vikhrev I.V., Gofarov M.Y., Lopes-Lima M., Bogan A.E., Lunn Z., Chan N., Win T., Aksenova O.V., Tomilova A.A., Tanmuangpak K., Tumpeesuwan S. & Kondakov A.V. 2020.** New freshwater mussel taxa discoveries clarify biogeographic division of Southeast Asia. *Scientific Reports*, 10
- Bolotov I.N., Makhrov A.A., Gofarov M.Yu., Aksenova O.V., Aspholm P.E., Bepalaya Y.V., Kabakov M.B., Kolosova Y.S., Kondakov A.V., Ofenböck T., Ostrovsky A.N., Popov I.Yu., Von Proschwitz T., Rudzite M., Rudzitis M., Sokolova S.E., Valovirta I., Vikhrev I.V., Vinarski M.V. & Zotin A.A. 2018.** Climate Warming as a Possible Trigger of Keystone Mussel Population Decline in Oligotrophic Rivers at the Continental Scale. *Scientific Reports*, 8 (1) : 35. doi:10.1038/s41598-017-18873-y
- Bonnet X., Shine R. & Lourdais O. 2002.** Taxonomic chauvinism. *Trends in Ecology & Evolution*, 17 (1) : 1-3. doi:10.1016/S0169-5347(01)02381-3
- Bosso L., Conno C. & Russo D. 2017.** Modelling the Risk Posed by the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*: Italy as a Case Study. *Environmental Management*, 60
- Bottrill M.C., Joseph L.N., Carwardine J., Bode M., Cook C., Game E.T., Grantham H., Kark S., Linke S., McDonald-Madden E., Pressey R.L., Walker S., Wilson K.A. & Possingham H.P. 2008.** Is conservation triage just smart decision making? : 6.
- Bouchet, P. 2002.** Mollusques terrestres et aquatiques de France: un nouveau référentiel taxonomique, un nouveau départ, de nouvelles perspectives, in FALKNER G., RIPKEN T.E.J. & FALKNER M. (éd.). *Mollusques continentaux de France. Liste de référence annotée et bibliographie* Vol. 52. Paris, MNHN. p. 5-20. (Patrimoines Naturels)
- Bouchet P., Falkner G. & Seddon M.B. 1999.** Lists of protected land and freshwater molluscs in the Bern Convention and European Habitats Directive: are they relevant to conservation? *Biological Conservation*, 90: 21-31.
- Box J.B. & Mossa J. 1999.** Sediment, Land Use, and Freshwater Mussels: prospects and Problems. *Journal of the North American Benthological Society*, 18
- Bozinovic F., Calosi P. & Spicer J.I. 2011.** Physiological Correlates of Geographic Range in Animals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42 (1) : 155-179. doi:10.1146/annurev-ecolsys-102710-145055
- Brian J.I., Ollard I.S. & Aldridge D.C. 2021.** Don't move a mussel? Parasite and disease risk in conservation action. *Conservation Letters*, 14 (4) : e12799. doi:10.1111/conl.12799
- Briers R.A. 2003.** Range size and environmental calcium requirements of British freshwater gastropods. *Global Ecology & Biogeography*, 12: 47-51.
- Brooks T.M., Mittermeier R.A., Da Fonseca G.A.B., Gerlach J., Hoffmann M., Lamoreux J.F., Mittermeier C.G., Pilgrim J.D. & Rodrigues A.S.L. 2006.** Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, 313 (5783) : 58-61. doi:10.1126/science.1127609
- Brown R.J. 2007.** Freshwater mollusks survive fish gut passage. *Arctic*, 60
- Byers J.E., McDowell W.G., Dodd S.R., Haynie R.S., Pintor L.M. & Wilde S.B. 2013.** Climate and pH predict the potential range of the invasive apple snail (*Pomacea insularum*) in the southeastern United States. *PLoS ONE*, 8
- Byrne A., Moorkens E.A., Anderson R., Killeen I.J. & Regan E.C. 2009.** *Ireland Red List No. 2. Non-marine molluscs*. 49 pp.
- Campbell C.A. & Hilderbrand R.H. 2017.** Using maximum entropy to predict suitable habitat for the endangered dwarf wedgemussel in the Maryland Coastal Plain: Maxent model for *Alasmidonta heterodon*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27 (2) : 462-475. doi:10.1002/aqc.2699
- Cardoso P., Borges P.A.V., Triantis K.A., Ferrández M.A. & Martín J.L. 2012.** The underrepresentation and misrepresentation of invertebrates in the IUCN Red List. *Biological Conservation*, 149 (1) : 147-148. doi:10.1016/j.biocon.2012.02.011
- Cardoso P., Erwin T.L., Borges P.A.V. & New T.R. 2011.** The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144 (11) : 2647-2655. doi:10.1016/j.biocon.2011.07.024
- Carlsson R. 2001.** Ecology and lifecycle of *Myxas glutinosa* (Müller) in lakes on the Åland islands, southwestern Finland. *Journal of Conchology*, 37: 105-117.
- Carmignani J.R., Roy A.H., Hazelton P.D. & Giard H. 2019.** Annual winter water level drawdowns limit shallow-water mussel densities in small lakes. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/fwb.13324
- Castella E., Terrier A., Pellaud M. & Paillex A. 2005.** Distribution d'*Anisus vorticulus* (Troschel 1834) dans la plaine alluviale du Haut-Rhône français. Un gastéropode Planorbidae listé en annexe de la « Directive habitats ». *Bulletin Mensuel de la Société linnéenne de Lyon*, 74: 255-269.
- CEMAGREF 1987.** Étude hydrobiologique et piscicole de l'Aube en aval de la restitution du futur réservoir. Lyon, *CEMAGREF Groupement de Lyon*. p. 111.
- Chandler M., See L., Copas K., Bonde A.M.Z., López B.C., Danielsen F., Legind J.K., Masinde S., Miller-Rushing A.J., Newman G., Rosemartin A. & Turak E. 2017.** Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation*, 213: 280-294. doi:10.1016/j.biocon.2016.09.004
- Chao A., Gotelli N.J., Hsieh T.C., Sander E.L., Ma K.H., Colwell R.K. & Ellison A.M. 2014.** Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84 (1) : 45-67. doi:10.1890/13-0133.1

- Chapman A.D., Australian Biodiversity Information Services, Australian Biological Resources Study, Australia & Dept. of the Environment W. Heritage, and the Arts 2009.** *Numbers of living species in Australia and the world.* Parkes, ACT, Australian Government, Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts.
- Charlier J., Soenen K., Roeck E., Hantson W., Ducheyne E., Coillie F., Wulf R., Hendrickx G. & Vercruysse J. 2014.** Longitudinal study on the temporal and micro-spatial distribution of *Galba truncatula* in four farms in Belgium as a base for small-scale risk mapping of *Fasciola hepatica*. *Parasites & Vectors*, 7
- Chertoprud E., Grego J., Mumladze L., Hofman S., Palatov D., Osikowski A., Jaszczyńska A. & Falniowski A. 2023.** Revealing the Stygobiotic and Crenobiotic Molluscan Diversity in the Caucasus: Part IV—Crenobiotic Belgrandiellinae Radoman, 1983 (Mollusca, Hydrobiidae) from Georgia. *Diversity*, 15 (3) : 450. doi:10.3390/d15030450
- Christman M.C. 2000.** A Review of Quadrat-Based Sampling of Rare, Geographically Clustered Populations. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 5 (2) : 168. doi:10.2307/1400530
- Clark J.A. & May R.M. 2002.** Taxonomic bias in conservation research. *Science (New York, N.Y.)*, 297 (5579) : 191-192.
- Ćmiel A.M., Zając K., Lipińska A.M. & Zając T. 2019.** Is *Pseudanodonta complanata* the most vulnerable of widespread European species of unionids? An intense stress test leading to a massive die-off. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29 (12) : 2185-2192. doi:10.1002/aqc.3216
- Collen B., Whitton F., Dyer E.E., Baillie J.E.M., Cumberlidge N., Darwall W.R.T., Pollock C., Richman N.I., Soulsby A. & Böhm M. 2014.** Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global Ecology and Biogeography*, 23 (1) : 40-51. doi:10.1111/geb.12096
- Colwell R.K. & Rangel T.F. 2009.** Hutchinson's duality: The once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106 (supplement\_2) : 19651-19658. doi:10.1073/pnas.0901650106
- Costello M.J., May R.M. & Stork N.E. 2013.** Can We Name Earth's Species Before They Go Extinct? *Science*, 339 (6118) : 413-416. doi:10.1126/science.1230318
- Covich A.P. 2010.** Winning the biodiversity arms race among freshwater gastropods: competition and coexistence through shell variability and predator avoidance. *Hydrobiologia*, 653
- Cowie R.H., Fontaine B. & Bouchet P. 2023.** Non-Marine Molluscs, in MACLEAN N. (éd.). *The Living Planet*. Cambridge University Press. p. 288-310. doi:10.1017/9781108758826.016
- Cowie R.H., Régnier C., Fontaine B. & Bouchet P. 2017.** Measuring the Sixth Extinction: what do mollusks tell us? *The Nautilus*, 131 (1) : 3-41.
- Crain B.J. & Tremblay R.L. 2014.** Do richness and rarity hotspots really matter for orchid conservation in light of anticipated habitat loss?, in ROUGET M. (éd.). *Diversity and Distributions*, 20 (6) : 652-662. doi:10.1111/ddi.12179
- Crain B. & Tremblay R. 2014.** Do richness and rarity hotspots really matter for orchid conservation in light of anticipated habitat loss? *Diversity and Distributions*, 20: 1-12. doi:10.1111/ddi.12179
- Cucherat X. & Vanappelghem C. 2003.** Les Mollusques continentaux du marais de Roussent (Pas-de-Calais, France) - Contribution à la connaissance des mollusques continentaux du site Natura 2000 FR3100492. *Le Héron*, 36: 249-254.
- Cucherat X. 2023.** Observation de la Limnée cristalline *Myxas glutinosa* (O.F. Müller, 1774) en Hauts-de-France. *MalaCo*, 19: 1-4.
- Cucherat X. 2020.** Recherche de la Planorbe naine (*Anisus vorticulus*) dans le bassin de la Seine de la région Grand-Est. *Gondecourt, Arion.idé/DREAL Grand-Est*. p. 12.
- Cucherat X. 2013.** Bilan des connaissances sur les espèces de mollusques continentaux de la Directive « Habitats-Faune-Flore » dans la région Nord – Pas-de-Calais durant la période 1992-2011. *MalaCo*, 9: 467-484.
- Cucherat X. & Philippe L. 2017.** Not yet extirpated! *Potomida littoralis* (Cuvier 1798) living in the Seine drainage. *Journal of Conchology*, 42 (5) : 383-384.
- Cucherat X. & Philippe L. 2015.** La Limnée cristalline (*Myxas glutinosa*) dans la rivière Eure. *MalaCo*, 11: 15-16.
- Cummings K.S., Jones H.A. & Lopes-Lima M. 2016.** Rapid bioassessment methods for freshwater molluscs, in LARSEN T.H. (éd.). *Core standardized methods for rapid biological field assessment: 185-207*. Arlington, Conservation International.
- Currier C.A., Morris T.J., Wilson C.C. & Freeland J.R. 2018.** Validation of environmental DNA (eDNA) as a detection tool for at-risk freshwater pearly mussel species (*Bivalvia: Unionidae*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28 (3) : 545-558. doi:10.1002/aqc.2869
- Cuttelod A., Seddon M.B. & Neubert E. 2011.** *European red list of non-marine molluscs*. Luxembourg : [Gland, Switzerland], Publications Office of the European Union; Prepared by IUCN and the Natural History [Museum] of Bern. 97 pp. (IUCN red list of threatened species. Regional assessments)
- Cyr H. 2020.** Site exposure, substrate, depth, and the thermocline affect the growth of native unionid mussels in a stratified lake. *Freshwater Science*, 39
- Cyr H., Storisteanu D.M. & Ridgway M.S. 2012.** Sediment accumulation predicts the distribution of a unionid mussel (*Elliptio complanata*) in nearshore areas of a Canadian Shield lake. *Freshwater Biology*, 57
- Darwall W., Bremerich V., Wever A., Dell A.I., Freyhof J., Gessner M.O., Grossart H.-P., Harrison I., Irvine K., Jähnig S.C., Jeschke J.M., Lee J.J., Lu C., Lewandowska A.M., Monaghan M.T., Nejtgaard J.C., Patricio H., Schmidt-Kloiber A., Stuart S.N., Thieme M., Tockner K., Turak E. & Weyl O. 2018.** The Alliance for Freshwater Life: a global call to unite efforts for freshwater biodiversity science and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28
- Darwall W.R.T., Holland R.A., Smith K.G., Allen D., Brooks E.G.E., Katarya V., Pollock C.M., Shi Y., Clausnitzer V., Cumberlidge N., Cuttelod A., Dijkstra K.-D.B., Diop M.D., Garcia N., Seddon M.B., Skelton P.H., Snoeks J., Tweddle D. & Vié J.-C. 2011.** Implications of bias in conservation research and investment for freshwater species. *Conservation Letters*, 4 (6) : 474-482. doi:10.1111/j.1755-263X.2011.00202.x
- Darwin C. 1882.** On the Dispersal of Freshwater Bivalves. *Nature*, 25

- De Queiroz K. 2005.** A unified concept of species and its consequences for the future of taxonomy. *Proceeding of the California Academy of Sciences*, 56 (18) : 196-215.
- Devidts J. 1977.** Contribution à l'inventaire des Mollusques d'Alsace. *Bulletin de La Société d'Histoire Naturelle et d'Ethnographie de Colmar*, 56: 113-135.
- Diamond J.M. 1984.** « Normal » extinctions of isolated populations, in NITECKI M.H. (éd.). *Extinctions*. University of Chicago Press Chicago Illinois USA. p. 191-246.
- Dias A.R., Teixeira A., Lopes-Lima M., Varandas S. & Sousa R. 2020.** From the lab to the river: determination of ecological hosts of *Anodonta anatina*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30
- Diniz-Filho J.A.F., Loyola R.D., Raia P., Mooers A.O. & Bini L.M. 2013.** Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 28 (12) : 689-695. doi:10.1016/j.tree.2013.09.003
- Donaldson M.R., Burnett N.J., Braun D.C., Suski C.D., Hinch S.G., Cooke S.J. & Kerr J.T. 2016.** Taxonomic bias and international biodiversity conservation research, in HUTCHINGS J. (éd.). *FACETS*, 1 (1) : 105-113. doi:10.1139/facets-2016-0011
- Donohue I., Donohue L.A., Ainin B.N. & Irvine K. 2009.** Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. *Hydrobiology*, 663: 105-122.
- Drechsler M., Eppink F.V. & Wätzold F. 2011.** Does proactive biodiversity conservation save costs? *Biodiversity and Conservation*, 20 (5) : 1045-1055. doi:10.1007/s10531-011-0013-4
- Dunn E.H., Hussell D.J.T. & Welsh D.A. 1999.** Priority-Setting Tool Applied to Canada's Landbirds Based on Concern and Responsibility for Species. *Conservation Biology*, 13 (6) : 1404-1415. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98400.x
- Dunn H.L. 2000.** Development of strategies for sampling freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae), in JOHNSON P.D. & BUTLER R.S. (éd.). *Proceeding of the First Freshwater Mollusk Conservation Society Symposium*. Columbus (OH), Ohio Biological Survey. p. 161-167.
- Durr T. & Thiery F. 2020.** Note sur *Lynceus brachyurus* Müller, 1776 (Crustacea, Branchiopoda, Lynceidae) et description d'une seconde localité française à Seltz dans le Bas-Rhin (France, Grand Est). *Bulletin de la Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*, 76 (12) : 70-78.
- Dysthe J.C., Rodgers T., Franklin T.W., Carim K.J., Young M.K., McKelvey K.S., Mock K.E. & Schwartz M.K. 2018.** Repurposing environmental DNA samples-detecting the western pearlshell (*Margaritifera falcata*) as a proof of concept. *Ecology and Evolution*, 8
- Eisenhauer N., Bonn A. & A. Guerra C. 2019.** Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nature Communications*, 10 (1) : 50. doi:10.1038/s41467-018-07916-1
- Elith J., H. Graham\* C., P. Anderson R., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., J. Hijmans R., Huettmann F., R. Leathwick J., Lehmann A., Li J., G. Lohmann L., A. Loiselle B., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., McC. M. Overton J., Townsend Peterson A., J. Phillips S., Richardson K., Scachetti - Pereira R., E. Schapire R., Soberón J., Williams S., S. Wisz M. & E. Zimmermann N. 2006.** Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29 (2) : 129-151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- ENETWILD consortium, Body G., De Mousset M., Chevallier E., Scandura M., Pamerlon S., Blanco - Aguiar J.A. & Vicente J. 2020.** Applying the Darwin core standard to the monitoring of wildlife species, their management and estimated records. *EFSA Supporting Publications*, 17 (4) . doi:10.2903/sp.efsa.2020.EN-1841
- Eppink F.V. & Wätzold F. 2009.** Shedding light on the hidden costs of the Habitats Directive: the case of hamster conservation in Germany. *Biodiversity and Conservation*, 18 (4) : 795-810. doi:10.1007/s10531-008-9476-3
- Eppink F.V. & Wätzold F. 2007.** Comparing visible and less visible costs of the Habitats Directive: The case of hamster conservation in Germany
- Esu D. & Gianolla D. 2009.** The malacological record from the Middle Pleistocene Pianico-Sèllere Basin (Bergamo, northern Italy). *Quaternary International*, 204 (1-2) : 3-10. doi:10.1016/j.quaint.2009.02.012
- Esu D. & Girotti O. 2015.** A contribution to the knowledge of Late Miocene freshwater hydrobiids from Tuscany (Central Italy) (Gastropoda Prosobranchia: Rissosoidea). *Archiv für Molluskenkunde International Journal of Malacology*, 144 (2) : 139-147. doi:10.1127/arch.moll/1869-0963/144/139-147
- Falkner G., Ripken T.E.J. & Falkner M. 2002.** *Mollusques continentaux de la France : liste de référence annotée et bibliographie*. 350 pp. (Patrimoines naturels; 52)
- Faltýnková A., Valtonen E.T. & Karvonen A. 2008.** Spatial and temporal structure of the trematode component community in *Valvata macrostoma* (Gastropoda, Prosobranchia). *Parasitology*, 135 (14) : 1691-1699. doi:10.1017/S0031182008005027
- Fois M., Cuena-Lombrana A., Fenu G. & Bacchetta G. 2018.** Using species distribution models at local scale to guide the search of poorly known species: Review, methodological issues and future directions. *Ecological Modelling*, 385: 124-132. doi:10.1016/j.ecolmodel.2018.07.018
- Fontaine B., Gargominy O. & Neubert E. 2007.** Priority sites for conservation of land snails in Gabon: testing the umbrella species concept. *Diversity and Distributions*, 13 (6) : 725-734. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00376.x
- Fourcade Y., Engler J.O., Rödder D. & Secondi J. 2014.** Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLOS ONE*, 9 (5) : e97122. doi:10.1371/journal.pone.0097122
- Frigerio D., Richter A., Per E., Pruse B. & Vohland K. 2021.** Citizen Science in the Natural Sciences, in VOHLAND K., LAND-ZANDSTRA A., CECCARONI L., LEMMENS R., PERELLÓ J., PONTI M., SAMSON R. & WAGENKNECHT K. (éd.). *The Science of Citizen Science*. Cham, Springer International Publishing. p. 79-96. doi:10.1007/978-3-030-58278-4\_5
- Froufe E., Prié V., Faria J., Ghamizi M., Gonçalves D.V., Gürlek M.E., Karaouzas I., Kebapçı Ü., Şerefişan H., Sobral C., Sousa R., Teixeira A., Varandas S., Zogarís S. & Lopes-Lima M. 2016.** Phylogeny, phylogeography, and evolution in the Mediterranean region: News from a freshwater mussel (Potomida, Unionida). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 100: 322-332. doi:10.1016/j.ympev.2016.04.030
- Gajji S., Chavan V., Ariño A.H., Otegui J., Hobern D., Sood R. & Robles E. 2013.** Content assessment of the primary

- biodiversity data published through GBIF network: Status, challenges and potentials. *Biodiversity Informatics*, 8 (2) . doi:10.17161/bi.v8i2.4124
- Gallardo B., Bogan A.E., Harun S., Jainih L., Lopes-Lima M., Pizarro M., Rahim K.A., Sousa R., Virdis S.G.P. & Zieritz A. 2018.** Current and future effects of global change on a hotspot's freshwater diversity. *Science of The Total Environment*, 635
- Gallardo B. & Aldridge D.C. 2013.** Evaluating the combined threat of climate change and biological invasions on endangered species. *Biological Conservation*, 160: 225-233. doi:10.1016/j.biocon.2013.02.001
- Gama M., Crespo D., Dolbeth M. & Anastácio P.M. 2017.** Ensemble forecasting of *Corbicula fluminea* worldwide distribution: projections of the impact of climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27
- Game E.T., Kareiva P. & Possingham H.P. 2013.** Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting. *Conservation Biology*, 27 (3) : 480-485. doi:10.1111/cobi.12051
- Gargominy O., Prié V., Bichain J.-M., Cucherat X. & Fontaine B. 2011.** Liste de référence annotée des mollusques continentaux de France. *MalaCo*, 7: 307-382.
- Gargominy O., Léonard L., Prié V. & Cucherat X. 2016.** De l'utilité d'un inventaire national. *MalaCo*, 12: 67-87.
- Gargominy O. & Ripken T.E.J. 2011.** Une collection de référence pour la malacofaune terrestres de France. *MalaCo*, Hors Série 1: 1-108.
- Gargominy O., Terceire C., Régnier C., Ramage T., Dupont P., Daszkiewicz P. & Poncet L. 2022.** TAXREF v16, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en œuvre et diffusion. Rapport PatriNat (OFB-CNRS-MNHN). Paris, Muséum national d'Histoire naturelle. p. 47.
- Garner J.T., Buntin M.L., Fobian T.B., Holifield J.T., Tarpley T.A. & Johnson P.D. 2016.** Use of Side-Scan Sonar to Locate *Tulotoma magnifica* (Conrad, 1834) (Gastropoda: Viviparidae) in the Alabama River. *Freshwater Mollusk Biology and Conservation*, 19 (2) : 51. doi:10.31931/fmbc.v19i2.2016.51-55
- Garrick D.E., Hall J.W., Dobson A., Damania R., Grafton R.O., Hope R., Hepburn C., Bark R., Boltz F., Stefano L., O'Donnell E., Matthews N. & Money A. 2017.** Valuing water for sustainable development. *Science*, 358
- Gates K.K., Vaughn C.C. & Julian J.P. 2015.** Developing environmental flow recommendations for freshwater mussels using the biological traits of species guilds. *Freshwater Biology*, 60 (4) : 620-635. doi:10.1111/fwb.12528
- Gauffre-Autelin P., Stelbrink B., Rintelen T. & Albrecht C. 2021.** Miocene geologic dynamics of the Australian Sahul Shelf determined the biogeographic patterns of freshwater planorbid snails (Miratestinae) in the Indo-Australian Archipelago. *Molecular Phylogenetics and Evolution*,. doi:10.1016/j.ympev.2020.107004
- Gauthier P., Debussche M. & Thompson J.D. 2010.** Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. *Biological Conservation*, 143 (6) : 1501-1509. doi:10.1016/j.biocon.2010.03.032
- Geissert F. 1994.** Les Mollusques de la réserve naturelle d'Offendorf (Bas-Rhin). Ungersheim, *Conservatoire des Sites Alsaciens*. p. 21.
- Geissert F. 1988.** Mollusques aquatiques dans le Nord de la plaine d'Alsace et note sur *Bythinella dunkeri* (von Frauenfeld). *Bulletin de l'Association Philomathique d'Alsace et de Lorraine*, 24: 41-58.
- Geissert F. 1961.** Die elsässischen Standorte der *Limnadia hermanni*. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, 8: 75-78.
- Geissert F. 1960.** Contributions à la faune malacologique d'Alsace. *Bulletin de l'Association Philomathique d'Alsace et de Lorraine*, 10 (8) : 185-190.
- Geissert F., Simon M. & Wolff P. 1985.** Investigations floristiques et faunistiques dans le nord de l'Alsace et quelques secteurs limitrophes. *Bulletin de l'Association Philomathique d'Alsace et de Lorraine*, 21: 111-127.
- Gélinaud G., Bénéat Y., Blond C. & Fortin M. 1999.** Les gastéropodes terrestres et dulcicoles des dunes de Saint-Pierre-Quiberon à Gavres (Morbihan). *Elona*, 2: 38-57.
- Gerber L. 2010.** Conservation Biology. *Nature Education Knowledge*, 3 (10) : 14.
- Gerlach J., Barker G.M., Bick C.S., Bouchet P., Brodie G., Christensen C.C., Collins T., Coote T., Cowie R.H., Fiedler G.C., Griffiths O.L., Florens F.B.V., Hayes K.A., Kim J., Meyer J.-Y., Meyer W.M., Richling I., Slapcinsky J.D., Winsor L. & Yeung N.W. 2021.** Negative impacts of invasive predators used as biological control agents against the pest snail *Lissachatina fulica*: the snail *Euglandina rosea* and the flatworm *Platydemus manokwari*. *Biological Invasions*, 23 (4) : 997-1031. doi:10.1007/s10530-020-02436-w
- Gilbert D. 2011.** Buried by bad decisions. *Nature*, 474 (7351) : 275-277. doi:10.1038/474275a
- Girardi H. 2009.** Supplément à la connaissance des Planorbis. Sur la présence d'*Anisus (Disculifer) vorticulus* (Troschel, 1834), en Camargue et dans la Petite Camargue, France. (Mollusca: Gastropoda: Planorbidae). *Documents Malacologiques. Hors série*, 3: 35-36.
- Glöer P. 2022.** *The Freshwater Gastropods of the West-Palaeartica (Hydrobiidae)*. Vol. 3. Hettlingen, Biodiversity Research Lab. 596 pp.
- Glöer P. 2022.** *The Freshwater Gastropods of the West-Palaeartica (Moiesseriidae, Bythinellidae, Stenothyridae)*. Vol. 2. Hettlingen, Biodiversity Research Lab. 386 pp.
- Glöer P. 2019.** *The freshwater gastropods of the West Palaeartica*. Vol. 1. Hettlingen, Allemagne, Biodiversity Research Lab. 399 pp.
- Glöer P. 2002.** *Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, lebensweise, verbreitung*. Hackenheim, Conchbooks. 327 pp. (Die Tierwelt Deutschlands; 73)
- Glöer P. & Groh K. 2007.** A contribution to the biology and ecology of the threatened species *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Gastropoda: Pulmonata: Planorbidae). *Mollusca*: 33-40.
- Goldberg C.S., Sepulveda A., Ray A., Baumgardt J. & Waits L.P. 2013.** Environmental DNA as a new method for early detection of New Zealand mudsnails (*Potamopyrgus antipodarum*). *Freshwater Science*, 32
- Goodwin Z.A., Harris D.J., Filer D., Wood J.R.I. & Scotland R.W. 2015.** Widespread mistaken identity in tropical plant collections. *Current biology: CB*, 25 (22) : R1066-1067. doi:10.1016/j.cub.2015.10.002

- Goulding T.C. & Dayrat B. 2016.** Integrative Taxonomy: Ten years of practice and looking into the future. *Archives of Zoological Museum of Lomonosov Moscow State University*, 54: 116-133.
- Gregory R. 2000.** Using Stakeholder Values to Make Smarter Environmental Decisions. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 42 (5) : 34-44. doi:[10.1080/00139150009604888](https://doi.org/10.1080/00139150009604888)
- Groom Q., Weatherdon L. & Geijzendorffer I.R. 2017.** Is citizen science an open science in the case of biodiversity observations? *Journal of Applied Ecology*, 54 (2) : 612-617. doi:[10.1111/1365-2664.12767](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12767)
- Guisan A. & Thuiller W. 2005.** Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8
- Guisan A. & Thuiller W. 2005.** Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8 (9) : 993-1009. doi:[10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x)
- Haase M. 2000.** A revision of the genus *Belgrandia*, with the description of a new species from France (Caenogastropoda, Hydrobiidae). *Malacologia*, 42 (1) : 171-201.
- Haase M. & Bouchet P. 2006.** The Radiation of Hydrobioid Gastropods (Caenogastropoda, Rissooidea) in Ancient Lake Poso, Sulawesi. *Hydrobiologia*, 556 (1) : 17-46. doi:[10.1007/s10750-005-1156-7](https://doi.org/10.1007/s10750-005-1156-7)
- Haase M., Wilke T. & Mildner P. 2007.** Identifying species of *Bythinella* (Caenogastropoda: Rissooidea): A plea for an integrative approach. *Zootaxa*, 1563 (1) : 1-16. doi:[10.11646/zootaxa.1563.1.1](https://doi.org/10.11646/zootaxa.1563.1.1)
- Hagenmuller P. 1872.** Catalogue des mollusques terrestres et fluviatiles d'Alsace. *Bulletin de la Société d'Histoire naturelle de Colmar*, 10: 235-272.
- Hartley S. & Kunin W.E. 2003.** Scale Dependency of Rarity, Extinction Risk, and Conservation Priority. *Conservation Biology*, 17 (6) : 1559-1570. doi:[10.1111/j.1523-1739.2003.00015.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00015.x)
- Hegeman E.E., Miller S.W. & Mock K.E. 2014.** Modeling freshwater mussel distribution in relation to biotic and abiotic habitat variables at multiple spatial scales. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71
- Hemming V., Camaclang A.E., Adams M.S., Burgman M., Carbeck K., Carwardine J., Chadès I., Chalifour L., Converse S.J., Davidson L.N.K., Garrard G.E., Finn R., Fleri J.R., Huard J., Mayfield H.J., Madden E.M., Naujokaitis - Lewis I., Possingham H.P., Rumpff L., Runge M.C., Stewart D., Tulloch V.J.D., Walshe T. & Martin T.G. 2022.** An introduction to decision science for conservation. *Conservation Biology*, 36 (1) . doi:[10.1111/cobi.13868](https://doi.org/10.1111/cobi.13868)
- Hermoso V., Filipe A.F., Segurado P. & Beja P. 2015.** Filling gaps in a large reserve network to address freshwater conservation needs. *Journal of Environmental Management*, 161
- Hermoso V., Filipe A.F., Segurado P. & Beja P. 2015.** Effectiveness of a large reserve network in protecting freshwater biodiversity: a test for the Iberian Peninsula. *Freshwater Biology*, 60 (4) : 698-710. doi:[10.1111/fwb.12519](https://doi.org/10.1111/fwb.12519)
- Hernandez P.A., Graham C.H., Master L.L. & Albert D.L. 2006.** The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29 (5) : 773-785. doi:[10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x](https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x)
- Heuacker V., Kaempf S., Morantin R. & Muller Y. 2015.** *Livre rouge des espèces menacées en Alsace*. 512 pp. (Collection Conservation)
- Heywood V.H., Watson R.T. & Programme U.N.E. 1995.** *Global biodiversity assessment*. Cambridge ; New York, NY, USA : Cambridge University Press. 1140 pp.
- Hoellein T.J., Zarnoch C.B., Bruesewitz D.A. & DeMartini J. 2017.** Contributions of freshwater mussels (Unionidae) to nutrient cycling in an urban river: filtration, recycling, storage, and removal. *Biogeochemistry*, 135
- Holyoak G.A., Holyoak D.T. & Costa R.D. 2017.** Descriptions of two new species of *Belgrandia* (Gastropoda: Hydrobiidae) from Central Portugal. *Iberus*, 35 (1) : 71-83.
- Horsák M., Juříčková L. & Picka J. 2013.** *Molluscs of the Czech and Slovak Republics*. Zlin, Nakladatelství Kabourek. 264 pp.
- Hortal J., De Bello F., Diniz-Filho J.A.F., Lewinsohn T.M., Lobo J.M. & Ladle R.J. 2015.** Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46 (1) : 523-549. doi:[10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400)
- Hortal J., Lobo J.M. & Jiménez-Valverde A. 2007.** Limitations of Biodiversity Databases: Case Study on Seed-Plant Diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology*, 21 (3) : 853-863. doi:[10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x)
- Houllier F. & Merilhou-Goudard J.-B. 2016.** Les sciences participatives en France. Etat des lieux, bonnes pratiques et recommandations. doi:[10.15454/1.4606201248693647E12](https://doi.org/10.15454/1.4606201248693647E12)
- Hutchinson G.E. 1979.** *An introduction to population ecology*. New Haven, Yale Univ. Pr. 260 pp.
- IISE 2017.** International Institute for Species Exploration. Disponible sur <https://www.esf.edu/species/SOS.htm> [consulté le 8 octobre 2020]
- IPCC 2022.** Summary for Policymakers [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Lösschke, V. Möller, A. Okem (eds.)]. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, NY, USA, Cambridge University Press. p. 3-33.
- IUCN 2013.** *Potomida littoralis*: Lopes-Lima , M., Prie, V. & Seddon, M.B.: The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T156136A42423034. doi:[10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T156136A42423034.en](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T156136A42423034.en)
- IUCN 2011.** *Gyraulus rosmaessleri*: Seddon, M.B.: The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T156133A4908957. doi:[10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T156133A4908957.en](https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T156133A4908957.en)
- Jaeckel S. 1962.** *Ergänzungen und Berichtigungen zum rezenten und quartären Vorkommen der Mitteleuropäischen Mollusken In: Zilch A & Jaeckel S.G.A. Weichtiere-Krebstiere-Tasendfüßler-Mollusken*. Vol. 1. 25-294 pp. (Tierwelt Mitteleuropas; 2)
- Johnson P.D., Bogan A.E., Brown K.M., Burkhead N.M., Cordeiro J.R., Garner J.T., Hartfield P.D., Lepitzki D.A.W., Mackie G.L., Pip E., Tarpley T.A., Tiemann J.S., Whelan N.V. & Strong E.E. 2013.** Conservation Status of Freshwater Gastropods of Canada and the United States. *Fisheries*, 38 (6) : 247-282. doi:[10.1080/03632415.2013.785396](https://doi.org/10.1080/03632415.2013.785396)

- Joppa L.N., O'Connor B., Visconti P., Smith C., Geldmann J., Hoffmann M., Watson J.E.M., Butchart S.H.M., Virah-Sawmy M., Halpern B.S., Ahmed S.E., Balmford A., Sutherland W.J., Harfoot M., Hilton-Taylor C., Foden W., Minin E.D., Pagad S., Genovesi P., Hutton J. & Burgess N.D. 2016. Filling in biodiversity threat gaps. *Science*, 352 (6284) : 416-418. doi:10.1126/science.aaf3565
- Joseph L.N., Maloney R.F. & Possingham H.P. 2009. Optimal Allocation of Resources among Threatened Species: a Project Prioritization Protocol. *Conservation Biology*, 23 (2) : 328-338. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01124.x
- Jungbluth J.H. & Knorre D.V. 2011. Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. in *Binot-Hafke, M.; Balzer, S.; Becker, N.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1)* Vol. 3. p. 647-708.
- Kantor Y.I., Vinarski M.V., Schileyko A. & Sysoev A. 2010. Catalogue of the continental mollusks of Russia and adjacent territories - VERSION 2.3.1. Disponible sur [http://konstantinz.byethost32.com/books/kantor\\_2010.pdf?i=1](http://konstantinz.byethost32.com/books/kantor_2010.pdf?i=1)
- Kappes H. & Haase P. 2012. Slow, but steady: dispersal of freshwater molluscs. *Aquatic Sciences*, 74
- Karatayev A.Y., Mehler K., Burlakova L.E., Hinchey E.K. & Warren G.J. 2018. Benthic video image analysis facilitates monitoring of Dreissena populations across spatial scales. *Journal of Great Lakes Research*, 44
- Kelling S., Hochachka W.M., Fink D., Riedewald M., Caruana R., Ballard G. & Hooker G. 2009. Data-intensive Science: A New Paradigm for Biodiversity Studies. *BioScience*, 59 (7) : 613-620. doi:10.1525/bio.2009.59.7.12
- Khan J.M., Hart M., Dudding J., Robertson C.R., Lopez R. & Randklev C.R. 2019. Evaluating the upper thermal limits of glochidia for selected freshwater mussel species (Bivalvia: Unionidae) in central and east Texas, and the implications for their conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29
- Killeen I.J., Aldridge D. & Oliver G. 2004. *Freshwater bivalves of Britain and Ireland*. Shrewsbury, Field Studies Council. 114 pp. (Aids to identification in difficult groups of animals and plants; 82)
- Konopleva E.S., Pfeiffer J.M., Vikhrev I.V., Kondakov A.V., Gofarov M.Y., Aksenova O.V., Lunn Z., Chan N. & Bolotov I.N. 2019. A new genus and two new species of freshwater mussels (Unionidae) from western Indochina. *Scientific Reports*, 9
- Kořínková T., Beran L. & Horsák M. 2008. Recent distribution of Sphaerium nucleus (Studer, 1820) (Bivalvia: Sphaeriidae) in the Czech Republic. *Malacologica Bohemoslovaca*, 7: 26-32. doi:10.5817/MaB2008-7-26
- Korniushin A. 2001. Taxonomic revision of the genus Sphaerium sensu lato in the Palaearctic Region, with some notes on the North American species (Bivalvia: Sphaeriidae). *Archiv für Molluskenkunde*, 129 (1-2) : 77-122. doi:10.1127/arch.moll/129/2001/77
- Kosmala M., Wiggins A., Swanson A. & Simmons B. 2016. Assessing data quality in citizen science. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14 (10) : 551-560. doi:10.1002/fee.1436
- Ladle R. & Hortal J. 2013. Mapping species distributions: living with uncertainty. *Frontiers of Biogeography*, 5 (1) . doi:10.21425/F5FBG12942
- Lamand F. 2022. Atlas des naïades de la région Grand Est (version 2022 - mise à jour de la version 2020) Cartographie de l'état des connaissances à l'échelle de la région Grand Est et des dix départements qui la composent. Metz, OFB Office Français pour la Biodiversité. p. 127.
- Lamand F. & Beisel J.-N. 2014. Proposal for a simple hydromorphological habitat survey method for freshwater bivalve (Unionidae) inventories. *Aquatic Ecology*, 48 (2) : 237-245. doi:10.1007/s10452-014-9479-y
- Layzer J.B. & Madison L.M. 1995. Microhabitat use by freshwater mussels and recommendation for determining their instream flow needs. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 329-345.
- Le Berre M., Noble V., Pires M., Médail F. & Diadema K. 2019. How to hierarchise species to determine priorities for conservation action? A critical analysis. *Biodiversity and Conservation*, 28 (12) : 3051-3071. doi:10.1007/s10531-019-01820-w
- Lecaplain B. 2016. La planorbe naine Anisus vorticulus (Troschel, 1834) (Gastropoda, Planorbidae) sur le territoire du Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin (Normandie). *MalaCo*, 12: 27-32.
- Leeuwen C.H.A., Velde G., Lith B. & Klaassen M. 2012. Experimental quantification of long distance dispersal potential of aquatic snails in the gut of migratory birds. *PLoS ONE*, 7. doi:10.1371/journal.pone.0032292
- Lewandowski K. & Kołodziejczyk A. 2014. Long-term changes in the occurrence of unionid bivalves in a eutrophic lake. *Folia Malacologica*, 22 (4) : 301-309. doi:10.12657/folmal.022.028
- Linke S., Hermoso V. & Januchowski-Hartley S. 2019. Toward process-based conservation prioritizations for freshwater ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29
- Lomolino, M. V. & Heaney, L. R. (Éd.) 2004. *Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature*. Sunderland, Mass, Sinauer Associates. 436 pp.
- Lydeard C., Cowie R.H., Ponder W.F., Bogan A.E., Bouchet P., Clark S.A., Cummings K.S., Frest T.J., Gargominy O., Herbert D.G., Hershler R., Perez K.E., Roth B., Seddon M., Strong E.E. & Thompson F.G. 2004. The Global Decline of Nonmarine Mollusks. *BioScience*, 54 (4) : 321. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0321:TGDONM]2.0.CO;2
- Lopes-Lima M., Riccardi N., Urbańska M., Köhler F., Vinarski M., Bogan A. & Sousa R. 2021. Major shortfalls impairing knowledge and conservation of freshwater molluscs. *Hydrobiologia*, 848. doi:10.1007/s10750-021-04622-w
- Lorencová E., Beran L., Nováková M., Horsáková V., Rowson B., Hlaváč J.Č., Nekola J.C. & Horsák M. 2021. Invasion at the population level: a story of the freshwater snails Gyraulus parvus and G. laevis. *Hydrobiologia*, 848 (19) : 4661-4671. doi:10.1007/s10750-021-04668-w
- Lorrain-Solignon L., Bichain J.-M., Brischoux F. & Vacher J.-P. 2023. Hitchhiking freshwater clams: First report of Sphaerium nucleus attached to Lissotriton helveticus in France
- Lydeard, C. & Cummings, K. (Éd.) 2019. *Freshwater mollusks of the world: a distribution atlas*. Baltimore, Johns Hopkins University Press. 242 pp.

- Mace G.M. 2004.** The role of taxonomy in species conservation, in GODFRAY H.C.J. & KNAPP S. (éd.). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359 (1444) : 711-719. doi:10.1098/rstb.2003.1454
- Mace G.M., Possingham H.P. & Leader-Williams N. 2007.** *Prioritizing choices in conservation*. Oxford, Blackwell Publishers. 17-34 pp. (Key topics in conservation biology)
- Mackenzie D.I. & Royle J.A. 2005.** Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, 42 (6) : 1105-1114. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x
- Mammides C. 2019.** European Union's conservation efforts are taxonomically biased. *Biodiversity and Conservation*, 28 (5) : 1291-1296. doi:10.1007/s10531-019-01725-8
- Mammola S., Riccardi N., Prié V., Correia R., Cardoso P., Lopes-Lima M. & Sousa R. 2020.** Towards a taxonomically unbiased European Union biodiversity strategy for 2030. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. doi:10.1098/rspb.2020.2166
- Margules C.R. & Pressey R.L. 2000.** Systematic conservation planning. *Nature*, 405 (6783) : 243-253. doi:10.1038/35012251
- Marsh H., Dennis A., Hines H., Kutt A., McDONALD K., Weber E., Williams S. & Winter J. 2007.** Optimizing Allocation of Management Resources for Wildlife. *Conservation Biology*, 21 (2) : 387-399. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00589.x
- Master L.L., Stein B.A., Kutner L.S. & Hammerson G.A. 2000.** *Vanishing assets, conservation status of US species*. New York, Oxford University Press. 118 pp.
- Mcivor A.L. & Aldridge D.C. 2007.** The reproductive biology of the depressed river mussel, *Pseudanodonta complanata* (Bivalvia: Unionidae), with implications for its conservation. *Journal of Molluscan Studies*, 73 (3) : 259-266. doi:10.1093/mollus/eym023
- McPherson J.M. & Jetz W. 2007.** Type and spatial structure of distribution data and the perceived determinants of geographical gradients in ecology: the species richness of African birds. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (5) : 657-667. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00318.x
- Meffe G.K. & Carroll C.R. 1997.** *Principles of conservation biology*. Sunderland, Ma, Sinauer. 729 pp.
- Mehler K., Burlakova L.E., Karatayev A.Y., Biesinger Z., Valle-Levinson A., Castiglione C. & Gorsky D. 2018.** Sonar technology and underwater imagery analysis can enhance invasive *Dreissena* distribution assessment in large rivers. *Hydrobiologia*, 810
- Meier-Brook C. 1983.** Taxonomic studies on *Gyraulus* (Gastropoda: Planorbidae). *Malacologia*, 24 (1-2) : 1-113.
- Meier-Brook C. 1964.** *Gyraulus acronicus* und *G. rossmaessleri*, ein anatomischer Vergleich (Planorbidae). *Archiv für Molluskenkunde*, 93 (5-6) : 233-242.
- Meier-Brook C. 1961.** Eine seltene Wasserschnecke in der Umgebung Haguenaus. *Etudes haguenviennes*, 3: 97-98.
- Meijer T. & Preece R.C. 1996.** *Malacological evidencerelating to the stratigraphical position of the Cromerian*. Rotterdam: Balkema, C. Turner (ed.). 53-82 pp. (The early Middle Pleistocene in Europe)
- Meyer C., Krefth H., Guralnick R. & Jetz W. 2015.** Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nature Communications*, 6 (1) . doi:10.1038/ncomms9221
- Modesto V., Ilarri M., Souza A.T., Lopes-Lima M., Douda K., Clavero M. & Sousa R. 2018.** Fish and mussels: importance of fish for freshwater mussel conservation. *Fish and Fisheries*, 19
- Mollusc Specialist Group 1996.** *Myxas glutinosa*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T14263A4428448. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T14263A4428448.en. Accessed on 27 December 2022.
- MolluscaBase 2023.** Molluscabase. Disponible sur <http://molluscabase.org/aphia.php?p=taxdetails&id=716161> on 2022-03-10 [consulté le 10 octobre 2022]
- Moers A.Ø., Faith D.P. & Maddison W.P. 2008.** Converting Endangered Species Categories to Probabilities of Extinction for Phylogenetic Conservation Prioritization, in BENNETT P.M. (éd.). *PLoS ONE*, 3 (11) : e3700. doi:10.1371/journal.pone.0003700
- Mora C., Tittensor D.P., Adl S., Simpson A.G.B. & Worm B. 2011.** How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLOS Biology*, 9 (8) : e1001127. doi:10.1371/journal.pbio.1001127
- Morrison W.R., Lohr J.L., Duchon P., Wilches R., Trujillo D., Mair M. & Renner S.S. 2009.** The impact of taxonomic change on conservation: Does it kill, can it save, or is it just irrelevant? *Biological Conservation*, 142 (12) : 3201-3206. doi:10.1016/j.biocon.2009.07.019
- Mouthon J. & Charvet S. 1999.** Compared sensitivity of species, genera and families of Molluscs to biodegradable pollution. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 35 (1) : 31-39. doi:10.1051/limn/1999009
- Mouthon J. & Vimpère J. 2014.** *Myxas glutinosa* (Mollusca: Gastropoda), espèce mal connue et menacée: état des connaissances sur sa répartition passée et actuelle en France. *Folia Conchyliologica*, 27: 14-20.
- Mouthon J. 1979.** Structure malacologique de la rivière Aube. *Annales de Limnologie*, 15: 299-315.
- Müller J., Bässler C., Strätz C., Klöcking B. & Brandl R. 2009.** Molluscs and Climate Warming in a Low Mountain Range National Park. *Malacologia*, 51 (1) : 89-109. doi:10.4002/040.051.0106
- Myzyk S. 2009.** Life cycle of *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Gastropoda: Pulmonata: Planorbidae) in the laboratory. *Folia Malacologica*, 16 (4) : 207-215. doi:10.12657/folmal.016.016
- Myzyk S. 2004.** Life cycle of *Valvata macrostoma* Mörch, 1864 (Gastropoda: Heterobranchia) in the laboratory. *Folia Malacologica*, 12 (3) : 111-136. doi:10.12657/folmal.012.008
- Nagel K.-O. 2004.** Observation on the reproductive period of the freshwater mussel *Potomida littoralis* (Unionidae). *Iberus*, 22: 1-8.
- Nakamura K., Guerrero-Campo J., Ginés E., Mesquita-Joanes F., Alcántara M. & Sousa R. 2022.** Translocation as an ultimate conservation measure for the long-term survival of a critically endangered freshwater mussel. *Hydrobiologia*, 849 (15) : 3401-3417. doi:10.1007/s10750-022-04942-5
- Nichols S.J. & Garling D. 2000.** Food-web dynamics and trophic-level interactions in a multispecies community of freshwater unionids. *Can. J. Zool.*, 78

- Nilsson C., Ericsson U., Medin M. & Sundberg I. 1998. *Freshwater snails of southern Sweden as compared with the 1940s*. [Book in Swedish. 77 pp.
- Nogueira J.G., Teixeira A., Varandas S., Lopes-Lima M. & Sousa R. 2021. Assessment of a terrestrial protected area for the conservation of freshwater biodiversity. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*. doi:10.1002/aqc.3502
- Noss R.F., O'Connell M. & Murphy D.D. 1997. *The science of conservation planning: habitat conservation under the Endangered Species Act*. Washington, DC, Island Press.
- Obdrlik P., Falkner G. & Castella E. 1996. Biodiversity of Gastropoda in European floodplains. *Archiv für Hydrobiologie, suppl.*, 101: 339-356.
- ODONAT Grand Est (coord.) 2023. *Liste rouge des mollusques continentaux*. Strasbourg, ODONAT Grand Est. 16 pp. (Les Listes rouges des espèces menacées du Grand Est - volet Faune)
- Ormerod S.J., Durance I., Terrier A. & Swanson A.M. 2010. Priority Wetland Invertebrates as Conservation Surrogates. *Conservation Biology*, 24 (2) : 573-582. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01352.x
- Ozgo M., Urbańska M., Hoos P., Imhof H.K., Kirschenstein M., Mayr J., Michl F., Tobiasz R., Wesendonk M., Zimmermann S. & Geist J. 2020. Invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) threatens an exceptionally large population of the depressed river mussel (*Pseudanodonta complanata*) in a postglacial lake. *Ecology and Evolution*, 10 (11) : 4918-4927. doi:10.1002/ece3.6243
- Pandolfo T.J., Kwak T.J. & Cope W.G. 2012. Thermal Tolerances of Freshwater Mussels and their Host Fishes: Species Interactions in a Changing Climate. *Freshwater Mollusk Biology and Conservation*, 15 (1) : 69. doi:10.31931/fmbc.v15i1.2012.69-82
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669.
- Pearce T.A. & Paustian M.E. 2013. Are Temperate Land Snails Susceptible to Climate Change Through Reduced Altitudinal Ranges? A Pennsylvania Example. *American Malacological Bulletin*, 31 (2) : 213-224. doi:10.4003/006.031.0201
- Pereira H.M., Ferrier S., Walters M., Geller G.N., Jongman R.H.G., Scholes R.J., Bruford M.W., Brummitt N., Butchart S.H.M., Cardoso A.C., Coops N.C., Dulloo E., Faith D.P., Freyhof J., Gregory R.D., Heip C., Hoft R., Hurtt G., Jetz W., Karp D.S., McGeoch M.A., Obura D., Onoda Y., Pettorelli N., Reyers B., Sayre R., Scharlemann J.P.W., Stuart S.N., Turak E., Walpole M. & Wegmann M. 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339 (6117) : 277-278. doi:10.1126/science.1229931
- Peterson J.T., Wisniewski J.M., Shea C.P. & Jackson C.R. 2011. Estimation of mussel population response to hydrologic alteration in a Southeastern U.S. stream. *Environmental Management*, 48: 109-122.
- Pfarrer B., Carlevaro A., Stucki P., Schwarzer A., Vicentini H. & Neubert E. 2022. New phylogenetic insights on some species of Unionidae from Switzerland (Bivalvia, Palaeoheterodonta, Unionidae). *Hydrobiologia*, 849 (13) : 2967-2981. doi:10.1007/s10750-022-04907-8
- Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190 (3-4) : 231-259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Piechocki A. 1979. *Mieczaki (Mollusca), Slimaki (Gastropoda)*. Vol. 7. Naukowe, Warszawa – Poznan. 187 pp. (Fauna Sladkowodna)
- Pilotto F., Sousa R. & Aldridge D.C. 2016. Is the body condition of the invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) enhanced through attachment to native freshwater mussels (Bivalvia, Unionidae)? *Science of The Total Environment*, 553
- Pineda E. & Lobo J.M. 2012. The performance of range maps and species distribution models representing the geographic variation of species richness at different resolutions: Performance of range maps and species distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 21 (9) : 935-944. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00741.x
- Possingham H.P., Andelman S.J., Burgman M.A., Medellín R.A., Master L.L. & Keith D.A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*, 17 (11) : 503-507. doi:10.1016/S0169-5347(02)02614-9
- Powers J., Brewer S.K., Long J.M. & Campbell T. 2015. Evaluating the use of side-scan sonar for detecting freshwater mussel beds in turbid river environments. *Hydrobiologia*, 743 (1) : 127-137. doi:10.1007/s10750-014-2017-z
- Prié V., Molina Q. & Gamboa B. 2014. French naiad (Bivalvia: Margaritiferidae, Unionidae) species distribution models: prediction maps as tools for conservation. *Hydrobiologia*, 735 (1) : 81-94. doi:10.1007/s10750-013-1597-3
- Prié V. 2017. *Naiades et autres bivalves d'eau douce de France*. Paris, Biotope/MNHN. 336 pp. (Inventaire et Biodiversité)
- Prié V. & Cucherat X. 2021. Additional molecular data on the protected springsnail species *Bythinella viridis* (Poiret, 1801) (*Gastropoda: Bythinellidae*) suggest synonymy of related taxa. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (422) : 36. doi:10.1051/kmae/2021035
- Prié V., Danet A., Valentini A., Lopes-Lima M., Taberlet P., Besnard A., Roset N., Gargominy O. & Dejean T. 2023. Conservation assessment based on large-scale monitoring of eDNA: Application to freshwater mussels. *Biological Conservation*, 283: 110089. doi:10.1016/j.biocon.2023.110089
- Prié V. & Puillandre N. 2014. Molecular phylogeny, taxonomy, and distribution of French Unio species (Bivalvia, Unionidae). *Hydrobiologia*, 735 (1) : 95-110. doi:10.1007/s10750-013-1571-0
- Prié V., Valentini A., Lopes-Lima M., Froufe E., Rocle M., Poulet N., Taberlet P. & Dejean T. 2020. Environmental DNA metabarcoding for freshwater bivalves biodiversity assessment: methods and results for the Western Palearctic (European sub-region). *Hydrobiologia*. doi:10.1007/s10750-020-04260-8
- Puillandre N., Brouillet S. & Achaz G. 2021. ASAP: assemble species by automatic partitioning. *Molecular Ecology Resources*, 21 (2) : 609-620. doi:10.1111/1755-0998.13281
- Pullin A., Sutherland W., Gardner T., Kapos V. & Fa J. 2013. Conservation priorities: Identifying need, taking action and evaluating success. *Key Topics in Conservation Biology*. John Wiley & Sons. p. 21.
- Régnier C., Fontaine B. & Bouchet P. 2009. Not Knowing, Not Recording, Not Listing: Numerous Unnoticed Mollusk

- Extinctions. *Conservation Biology*, 23 (5) : 1214-1221. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01245.x
- Reichard M., Liu H. & Smith C. 2007.** The co-evolutionary relationship between bitterling fishes and freshwater mussels: insights from interspecific comparisons. *Evolutionary Ecology Research*, 9: 239-259.
- Relf V., Good B., Hanrahan J.P., McCarthy E., Forbes A.B. & DeWaal T. 2011.** Temporal studies on *Fasciola hepatica* in *Galba truncatula* in the west of Ireland. *Veterinary Parasitology*, 175
- Richling I. & Groh K. 2014.** Entdeckung einer aktuellen vitalen Population von *Gyraulus (Lamorbis) rossmaessleri* (Auerswald, 1852) in Baden-Württemberg. *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft*, 90: 17-26.
- Richling I., Malkowsky Y., Kuhn J., Niederhöfer H.-J. & Boeters H.D. 2017.** A vanishing hotspot—the impact of molecular insights on the diversity of Central European *Bythiospeum Bourguignat*, 1882 (Mollusca: Gastropoda: Truncatelloidea). *Organisms Diversity & Evolution*, 17 (1) : 67-85. doi:10.1007/s13127-016-0298-y
- Riddle B.R., Ladle R.J., Lourie S.A. & Whittaker R.J. 2011.** Basic Biogeography: Estimating Biodiversity and Mapping Nature, in LADLE R.J. & WHITTAKER R.J. (éd.). *Conservation Biogeography*. Wiley. p. 45-92. doi:10.1002/9781444390001.ch4
- Roberge J.-M. & Angelstam P. 2004.** Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*, 18 (1) : 76-85. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x
- Robertson M.P., Cumming G.S. & Erasmus B.F.N. 2010.** Getting the most out of atlas data: Atlas projects. *Diversity and Distributions*, 16 (3) : 363-375. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00639.x
- Rodrigues A.S.L., Gray C.L., Crowter B.J., Ewers R.M., Stuart S.N., Whitten T. & Manica A. 2010.** A Global Assessment of Amphibian Taxonomic Effort and Expertise. *BioScience*, 60 (10) : 798-806. doi:10.1525/bio.2010.60.10.6
- Rolan E. & Oliveira A. 2009.** The species of the genus *Belgrandia* (Caenogastropoda, Hydrobiidae) in the Iberian peninsula. *Iberus*, 27 (1) : 79-98.
- Rondelaud D. 1978.** The effects of an association of predatory snails (Zonitidae-Physidea) in biological control of *Lymnaea (Galba) truncatula* Müller. *Annales de Parasitologie Humaine et Comparee*, 53
- Rondelaud D. 1977.** Results and problems set by the introduction of Zonitidae snails in some biotopes of *Lymnaea truncatula* Müller in Indre and Haute-Vienne, France. *Annales de Parasitologie Humaine et Comparee*, 52
- Rondinini C., Wilson K.A., Boitani L., Grantham H. & Possingham H.P. 2006.** Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters*, 9 (10) : 1136-1145. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00970.x
- Rosa I.C., Pereira J.L., Costa R., Gonçalves F. & Prezant R. 2012.** Effects of upper-limit water temperatures on the dispersal of the Asian clam *Corbicula fluminea*. *PLoS ONE*, 7
- Runge C.A., Withey J.C., Naugle D.E., Fargione J.E., Helmstedt K.J., Larsen A.E., Martinuzzi S. & Tack J.D. 2019.** Single species conservation as an umbrella for management of landscape threats, in Yue B.-S. (éd.). *PLOS ONE*, 14 (1) : e0209619. doi:10.1371/journal.pone.0209619
- Ryelandt J. 2022.** Liste de référence commentée des mollusques de Franche-Comté. *Conservatoire botanique national de Franche-Comté – Observatoire régional des Invertébrés*. p. 58.
- Samadi S. & Barberousse A. 2006.** The tree, the network and the species. *Biological Journal of the Linnean Society*, 89: 509-521.
- Sandall E., Maureaud A., Guralnick R., McGeoch M., Sica Y., Rogan M., Booher D., Costello M., Edwards R., Franz N., Ingenloff K., Lucas M., Marsh C., McGowan J., Pinkert S., Ranipeta A., Uetz P., Wieczorek J. & Jetz W. 2022.** A Globally Integrated Structure of Taxonomy supporting biodiversity science and conservation. preprint. *Biodiversity*. doi:10.32942/X2WC74
- Sanko A. & Gaigalas A. 2007.** First finding of *Belgrandia marginata* (Michaud) in the Lithuanian Quaternary malacofauna. *Geologija*, 60: 83-89.
- Sanko A., Gaigalas A. & Yelovicheva Y. 2011.** Paleoclimatic and stratigraphic significance of *Belgrandia marginata* (Michaud) in Late Quaternary malacofauna of Belarus and Lithuania. *Quaternary International*, 241 (1-2) : 68-78. doi:10.1016/j.quaint.2011.02.001
- Sarremejane R., Cid N., Stubbington R., Datry T., Alp M., Cañedo-Argüelles M., Cordero-Rivera A., Csabai Z., Gutiérrez-Cánovas C., Heino J., Forcellini M., Millán A., Paillex A., Pařil P., Polásek M., Tierno de Figueroa J.M., Usseglio-Polatera P., Zamora-Muñoz C. & Bonada N. 2020.** DISPERSE, a trait database to assess the dispersal potential of European aquatic macroinvertebrates. *Scientific Data*, 7
- Schermer M. & Hogeweg L. 2018.** Supporting citizen scientists with automatic species identification using deep learning image recognition models. *Biodiversity Information Science and Standards*, 2
- Schilthuizen M., Vairappan C.S., Slade E.M., Mann D.J. & Miller J.A. 2015.** Specimens as primary data: museums and 'open science'. *Trends in Ecology & Evolution*, 30 (5) : 237-238. doi:10.1016/j.tree.2015.03.002
- Schmiedel U., Araya Y., Bortolotto M.I., Boeckenhoff L., Hallwachs W., Janzen D., Kolipaka S.S., Novotny V., Palm M., Parfondry M., Smanis A. & Toko P. 2016.** Contributions of paraecologists and parataxonomists to research, conservation, and social development. *Conservation Biology*, 30 (3) : 506-519. doi:10.1111/cobi.12661
- SHNEC 2022a.** Premier état des connaissances concernant la *Belgrandia gfrast*, *Belgrandia gfrast* Haase, 2000 (Mollusca, Gastropoda, Hydrobiidae) de la Réserve naturelle nationale de la Petite Camargue Alsacienne (France, Grand Est). Colmar, *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*. p. 20. (rédaction Jean-Michel Bichain)
- SHNEC 2022b.** Détection de la Planorbe naine *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) par ADN environnemental dans la ZSC Rhin-Ried-Bruch (France, Grand Est). Colmar, *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*. p. 22. (rédaction Kevin Umbrecht & Jean-Michel Bichain)
- SHNEC 2021a.** Inventaire de la Malacofaune de la Réserve Naturelle Nationale de la Forêt d'Offendorf (Bas-Rhin, Grand Est). Colmar, *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie*

- de Colmar. p. 24. (rédaction Kevin Umbrecht & Jean-Michel Bichain)
- SHNEC 2021b.** Inventaire de la Malacofaune de la Réserve Naturelle Nationale du Delta de la Sauer (Bas-Rhin, Grand Est). Colmar, *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*. p. 24. (rédaction Kevin Umbrecht & Jean-Michel Bichain)
- SHNEC 2021c.** Plan de Conservation et d'Action pour l'amélioration de la fonctionnalité écologique des cours d'eau à Mulette perlière dans le bassin de la Vologne - Bilan des actions 2021. Colmar, *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*. p. 8. (rédaction Kevin Umbrecht)
- SHNEC 2020.** Recherche de la Planorbe naine *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) dans la plaine du Rhin alsacienne (France, Grand Est). Colmar, *Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar*. p. 20. (rédaction Kevin Umbrecht & Jean-Michel Bichain)
- Simberloff D. 1998.** Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83 (3) : 247-257. doi:10.1016/S0006-3207(97)00081-5
- Skidmore R., Leach C., Hoffman J., Amos W. & Aldridge D.C. 2010.** Conservation genetics of the endangered depressed river mussel, *Pseudonodonta complanata*, using amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20: 560-567.
- Smit R. & Kaeser A. 2016.** Defining freshwater mussel mesohabitat associations in an alluvial, Coastal Plain river. *Freshwater Science*, 35. doi:10.1086/688928
- Soberón J. 2007.** Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10 (12) : 1115-1123. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x
- Soler J., Wantzen K.M. & Araujo R. 2019.** *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782): a new potential threat for *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) (Unionoida, Margaritiferidae). *Freshwater Science*, 38 (2) : 406-411. doi:10.1086/703415
- Sousa R., Antunes C. & Guilhermino L. 2007.** Species composition and monthly variation of the Molluscan fauna in the freshwater subtidal area of the River Minho estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75. doi:10.1016/j.ecss.2007.02.020
- Sousa R., Guilhermino L. & Antunes C. 2005.** Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41. doi:10.1051/limn/2005009
- Sousa R., Nogueira A.J.A., Gaspar M.B., Antunes C. & Guilhermino L. 2008.** Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): possible implications for ecosystem functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80. doi:10.1016/j.ecss.2008.08.006
- Sousa R., Nogueira J.G., Miranda F. & Teixeira A. 2020.** Time travelling through local ecological knowledge regarding an endangered species. *Science of The Total Environment*, 739. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140047
- Sousa R., Pilotto F. & Aldridge D.C. 2011.** Fouling of European freshwater bivalves (Unionidae) by the invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Freshwater Biology*, 56. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02532.x
- Sperle T. & Bruelheide H. 2021.** Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions*, 27 (2) : 282-295. doi:10.1111/ddi.13184
- Støa B., Halvorsen R., Stokland J.N. & Gusarov V.I. 2019.** How much is enough? Influence of number of presence observations on the performance of species distribution models. *Sommerfeltia*, 39 (1) : 1-28. doi:10.2478/som-2019-0001
- Stoeckle B.C., Kuehn R. & Geist J. 2016.** Environmental DNA as a monitoring tool for the endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.): a substitute for classical monitoring approaches? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26
- Strayer D.L. 2014.** Understanding how nutrient cycles and freshwater mussels (Unionoida) affect one another. *Hydrobiologia*, 735. doi:10.1007/s10750-013-1461-5
- Strayer D.L., Cid N. & Malcom H.M. 2011.** Long-term changes in a population of an invasive bivalve and its effects. *Oecologia*, 165. doi:10.1007/s00442-010-1792-0
- Strayer D.L. & Smith D.R. 2003.** *A guide to sampling freshwater mussel populations*. American Fisheries Society.
- Strong E.E., Gargominy O., Ponder W.F. & Bouchet P. 2008.** Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595 (1) : 149-166. doi:10.1007/s10750-007-9012-6
- Szarowska M. & Falniowski A. 2006.** Disappearance of freshwater gastropods in Niepolomice forest (South Poland). *Tentacle*, 14: 16-17.
- Terrier A., Castella E., Falkner G. & Killeen I.J. 2006.** Species account for *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834) (Gastropoda: Planorbidae), a species listed in annexes II and IV of the Habitats Directive. *Journal of Conchology*, 39: 193-206.
- Terui A., Miyazaki Y., Yoshioka A., Kaifu K., Matsuzaki S.I.S. & Washitani I. 2014.** Asymmetric dispersal structures a riverine metapopulation of the freshwater pearl mussel *Margaritifera laevis*. *Ecology and Evolution*, 4. doi:10.1002/ece3.1135
- Thompson S.K. 2012.** *Sampling*. Hoboken, NJ, Wiley. 436 pp. (Wiley series in probability and statistics)
- Troudet J., Grandcolas P., Blin A., Vignes-Lebbe R. & Legendre F. 2017.** Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific Reports*, 7 (1) : 9132. doi:10.1038/s41598-017-09084-6
- Troudet J., Vignes-Lebbe R., Grandcolas P. & Legendre F. 2018.** The Increasing Disconnection of Primary Biodiversity Data from Specimens: How Does It Happen and How to Handle It? *Systematic Biology*, 67 (6) : 1110-1119. doi:10.1093/sysbio/syy044
- IUCN (Éd.) 2003.** *Guidelines for application of IUCN red list criteria at regional levels*. Gland, Switzerland, IUCN--The World Conservation Union. 25 pp.
- IUCN comité français, OFB & MNHN 2021.** La liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Mollusques continentaux de France métropolitaine. p. 16.
- Umbrecht K. & Bichain J.-M. 2020.** Nouvelles données et confirmation de la présence de *Stagnicola corvus* (Gmelin, 1791) (Mollusca, Gastropoda, Lymnaeidae) dans le nord-est de la France (Grand Est, Alsace). *Bulletin de La Société d'Histoire Naturelle et d'Ethnographie de Colmar*, 76 (11) : 62-68.

- Umbrecht K. & Bichain J.-M. 2018.** Redécouverte de *Gyraulus rossmaessleri* (Auerswald, 1852) (Gastropoda, Planorbidae) en Alsace (France, Bas-Rhin). *Bulletin de La Société d'Histoire Naturelle et d'Ethnographie de Colmar*, 75: 41-48.
- Umbrecht K. & Bichain J.-M. 2017.** *Description et répartition des micro-bivalves du Haut- et du Bas-Rhin*. Vol. 5. 72 pp. (Malacofaune d'Alsace)
- Vaessen Q., Houbrechts G., Peeters A. & Campenhout J.V. 2021.** Caractéristiques hydro-géomorphologiques des microhabitats d'*Unio crassus* (Ardenne, Belgique). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 27 (1) : 3-18. doi:10.4000/geomorphologie.15113
- Vale C.G., Tarroso P. & Brito J.C. 2014.** Predicting species distribution at range margins: testing the effects of study area extent, resolution and threshold selection in the Sahara-Sahel transition zone, in ROBERTSON M. (éd.). *Diversity and Distributions*, 20 (1) : 20-33. doi:10.1111/ddi.12115
- Van Damme 2011.** *Pseudanodonta complanata*: Van Damme, D.: The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T18446A8279278. doi:10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T18446A8279278.en
- Van Damme D. 2012.** *Anisus vorticulus*: Van Damme, D.: The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T155966A738056. doi:10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T155966A738056.en
- Villella R.F., Smith D.R. & Lemarié D.P. 2004.** Estimating survival and recruitment in a freshwater mussel population using mark-recapture techniques. *American Midland Naturalist*, 151: 114-133.
- Vinarski M.V. 2020.** Roots of the taxonomic impediment: Is the "integrativeness" a remedy? *Integrative Zoology*, 15 (1) : 2-15. doi:10.1111/1749-4877.12393
- Vinarski M.V., Grebennikov M.E. & Shishkoedova O.S. 2013.** Past and present distribution of *Myxas glutinosa* (O.F. Müller, 1774) in the waterbodies of the Urals and Siberia. *Journal of Limnology*, 72 (2) : 27. doi:10.4081/jlimnol.2013.e27
- Vinarski M.V., Karimov A.V. & Andreeva S.I. 2006.** Does *Gyraulus rossmaessleri* (Gastropoda: Planorbidae) inhabit Siberia? *Malakologische Abhandlungen*, 24: 65-76.
- Violle C., Navas M., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier E. 2007.** Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116 (5) : 882-892. doi:10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x
- Vörösmarty C.J., McIntyre P.B., Gessner M.O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S.E., Sullivan C.A., Liermann C.R. & Davies P.M. 2010.** Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467 (7315) : 555-561. doi:10.1038/nature09440
- Wagner A. 2011.** *The origins of evolutionary innovations: a theory of transformative change in living systems*. Oxford ; New York, Oxford University Press. 253 pp.
- Watson A.M. & Ormerod S.J. 2004.** The distribution of three uncommon freshwater gastropods in the drainage ditches of British grazing marshes. *Biological Conservation*, 118 (4) : 455-466. doi:10.1016/j.biocon.2003.09.021
- Wells S.M. & Chatfield J.E. 1992.** *Threatened non-marine Molluscs of Europe*. Vol. 64. Strasbourg, Council of Europe Press. 163 pp. (Nature and environment)
- Welter-Schultes F.W. 2012.** *European non-marine molluscs, a guide for species identification*. Göttingen, Planet Poster Editions. 679 pp.
- Whitfield M., Carlsson R., Biggs J., Walker D., Corfield A., Fox G. & Williams P. 1998.** The ecology and conservation of the glutinous snail *Myxas glutinosa* (Müller) in Great Britain: a review. *Journal of Conchology, Special publication*, 2: 209-222.
- Whittaker R.J., Araújo M.B., Jepson P., Ladle R.J., Watson J.E.M. & Willis K.J. 2005.** Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11 (1) : 3-23. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x
- Wilke T., Benke M., Brändle M., Albrecht C. & Bichain J.-M. 2010.** The Neglected Side of the Coin: Non-adaptive Radiations in Spring Snails (*Bythinella* spp.), in GLAUBRECHT M. (éd.). *Evolution in Action*. Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg. p. 551-578. doi:10.1007/978-3-642-12425-9\_25
- Wilke T., Kehlmaier C., Stelbrink B., Albrecht C. & Bouchet P. 2023.** Historical DNA solves century-old mystery on sessility in freshwater gastropods. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 185: 107813. doi:10.1016/j.ympev.2023.107813
- Williams A., Bax N.J. & Kloser R.J. 2009.** Remarks on "Comment on: Williams et al. (2009) Australia's deep-water reserve network: implications of false homogeneity for classifying abiotic surrogates of biodiversity, ICES Journal of Marine Science, 66: 214–224" by Peter T. Harris, Andrew D. Heap, Tara J. Anderson, and Brendan Brooke. *ICES Journal of Marine Science*, 66 (10) : 2086-2088. doi:10.1093/icesjms/fsp212
- Willing M.J., Holyoak D.T. & Holyoak G.A. 2014.** Ecology and annual cycle of *Myxas glutinosa* (O.F. Müller) (Gastropoda: Lymnaeidae) in Llyn Tegid, North Wales. *Journal of Conchology*, 41 (6) : 673-683.
- Wilson C.D., Roberts D. & Reid N. 2011.** Applying species distribution modelling to identify areas of high conservation value for endangered species: a case study using *Margaritifera margaritifera* (L.). *Biological Conservation*, 144. doi:10.1016/j.biocon.2010.11.014
- Wilson K.A., Carwardine J. & Possingham H.P. 2009.** Setting Conservation Priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162 (1) : 237-264. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04149.x
- Wood L., Griffiths R., Groh K., Engel E. & Schley L. 2008.** Interactions between freshwater mussels and newts: a novel form of parasitism? *Amphibia-Reptilia*, 29. doi:10.1163/156853808786230433
- Zelaya D.G. & Marinone M.C. 2012.** A case of phoresis of sphaeriids by corixids: first report for the Americas. *Malacologia*, 55. doi:10.4002/040.055.0209
- Zettler M.L. 2013.** Some ecological peculiarities of *Anisus vorticulus* (Troschel 1834) (Gastropoda: Planorbidae) in northeast Germany. *Journal of Conchology*, 398-398.
- Zettler M.L. & Glöer P. 2006.** Zur Ökologie und Morphologie der Sphaeriidae der Norddeutschen Tiefebene. *Heldia*, 6 (8) : 1-61.
- Zhadin V.I. 1952.** *Fresh- and brakishwater mollusks of the USSR*. 346 pp.
- Zieritz A., Bogan A.E., Froufe E., Klishko O., Kondo T., Kovitvadhi U., Kovitvadhi S., Lee J.H., Lopes-Lima M.,**

**Pfeiffer J.M., Sousa R., Do T., Vihrev I. & Zanatta D.T.**  
**2018.** Diversity, biogeography and conservation of freshwater  
mussels (Bivalvia: Unionida) in East and Southeast Asia.  
*Hydrobiologia*, 810. doi:[10.1007/s10750-017-3104-8](https://doi.org/10.1007/s10750-017-3104-8)



**ANNEXE 1**  
Fiches Actions



Action A01	Développer et gérer la base de données régionale Mollusques du Grand Est [MYXAS]	Priorité																																			
		1																																			
Axe concerné	<b>Axe 1.</b> Élaborer, gérer et rendre disponible les outils nécessaires à l'étude et à la conservation des Mollusques du Grand Est																																				
Domaine	Développement de ressources numériques																																				
Calendrier	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">Phase 1</th> <th colspan="3">Phase 2</th> <th colspan="3">Phase 3</th> <th colspan="3">Phase 4</th> </tr> <tr> <th>2022</th> <th>2023</th> <th>2024</th> <th>2025</th> <th>06/2026</th> <th>07/2026</th> <th>2027</th> <th>2028</th> <th>2029</th> <th>2030</th> <th>2031</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="2">Rédaction PRA</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>finalisation</td> </tr> </tbody> </table>				Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4			2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031	Rédaction PRA										finalisation
	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4																												
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031																										
Rédaction PRA										finalisation																											
Objectif	Répondre au déficit lié à l'absence de Base de données de référence dédiée aux mollusques ( <a href="#">Partie 1, chapitres 2, 3 et 4</a> )																																				
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Structurer la base de données existante en conformité avec les standards internationaux (Darwin Core) afin notamment d'intégrer des données protocolées [en lien avec <a href="#">Axe 2, A04</a>]</li> <li>- Élaborer les procédures et standards d'échanges (semi)-automatisés [import-export] avec le réseau d'observateurs et institutionnel (SINPN, OFB, GBIF, CEN, etc.) [en lien avec <a href="#">Axe 2, A04</a>]</li> <li>- Gérer, filtrer et analyser les informations contenues dans la base de données et répondre aux demandes des différents utilisateurs (bureaux d'études, porteurs de projets, etc.)</li> <li>- Rendre disponible la cartographie des taxons et explorer la possibilité de cartographies prédictives</li> <li>- Rassembler, numériser et archiver les données disponibles dans la littérature et les collections régionales [en lien avec <a href="#">Axe 1, A03</a>]</li> </ul>																																				
Taxons cibles	Tous les taxons																																				
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre et qualité des données implémentés et d'échanges réalisés																																				
Pilote de l'action	SHNEC																																				
Partenaires techniques potentiels	SINP-DREAL ; OFB ; ODONAT																																				
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nécessité d'un poste dédié à haute compétence technique</li> <li>- Acceptation du standard d'échange par les utilisateurs/contributeurs (forte diversité d'usages et de pratiques)</li> </ul>																																				
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Base de données [MYXAS] existante avec 40 000 données implémentées</li> <li>- Site internet existant avec cartographie en ligne</li> <li>- Données ayant fait l'objet de plusieurs phases de "nettoyages" et de publications scientifiques</li> <li>- Une partie du financement déjà acquis hors PRA</li> </ul>																																				
Estimation des coûts	Mise en place (2024-2026) [x] (1/4 ETP et achat matériel) ; Gestion, développement, hébergement et maintenance (2026-2033) [-] (~20 journées travaillées par an) <b>48 900 €</b>																																				
Cofinancement possible	DREAL ~ 6000€/an pour la phase de mise en place (2024-2026)																																				

Action A02	Création et gestion de collections de référence et d'étude	Priorité																																			
		1																																			
Axe concerné	<b>Axe 1.</b> Élaborer, gérer et rendre disponible les outils nécessaires à l'étude et à la conservation des Mollusques du Grand Est																																				
Domaine	Développement de ressources techniques et scientifiques																																				
Calendrier	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">Phase 1</th> <th colspan="3">Phase 2</th> <th colspan="3">Phase 3</th> <th colspan="3">Phase 4</th> </tr> <tr> <th>2022</th> <th>2023</th> <th>2024</th> <th>2025</th> <th>06/2026</th> <th>07/2026</th> <th>2027</th> <th>2028</th> <th>2029</th> <th>2030</th> <th>2031</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="2">Rédaction PRA</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>finalisation</td> </tr> </tbody> </table>				Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4			2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031	Rédaction PRA										finalisation
	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4																												
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031																										
Rédaction PRA										finalisation																											
Objectif	Répondre au déficit lié à l'absence de collection de référence dédiée aux mollusques ( <a href="#">Partie 1, chapitre 1.2</a> )																																				
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Constituer des collections de référence et d'étude pour la conservation de spécimens provenant notamment d'études protocolées avec la nécessité par ailleurs de développer des méthodes adaptées de conservation en fonction de la nature des spécimens (collection en alcool, cryoconservation, etc.)</li> <li>- Numérisation des spécimens et intégration de l'ensemble des données afférentes dans MYXAS (démarche Recolnat) [en lien avec <a href="#">Axe 1, A01</a>]</li> <li>- Dispositif pour une possible contribution au Barcode of Life Data System (Bold Systems v4)</li> </ul>																																				
Taxons cibles	Tous les taxons																																				
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre et diversité des spécimens en collection																																				
Pilote de l'action	SHNEC / MHNEC																																				
Partenaires techniques potentiels	OFB ; Muséum National d'Histoire Naturelle ; Musée Zoologique de Strasbourg																																				
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nécessité d'un poste dédié à haute compétence technique</li> <li>- Limité par la capacité de stockage et de conservation</li> </ul>																																				
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Structure institutionnelle d'accueil (MHNEC) labélisée Musée de France donc conservation à long terme des échantillons</li> <li>- Collection d'étude existante qui peut servir de base au développement de la collection de référence Grand Est</li> </ul>																																				
Estimation des coûts	Mise en place (2024-2026) [x] (1/4 ETP et achat matériel numérisation/conservation) ; maintenance (2026-2033) [-] (~20 journées travaillées par an + consommables)																																				
Cofinancements possible	Matériel de numérisation/conservation et consommables possibles via DRAC Alsace (4 500 €) <span style="float: right;"><b>50 900 €</b></span>																																				

Action A03	Actualisation régulière d'une liste de référence et des outils de détermination et de connaissances des espèces	Priorité																																			
		1																																			
Axe concerné	<b>Axe 1.</b> Élaborer, gérer et rendre disponible les outils nécessaires à l'étude et à la conservation des Mollusques du Grand Est																																				
Domaine	Développement de ressources numériques, techniques et scientifiques																																				
Calendrier	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">Phase 1</th> <th colspan="3">Phase 2</th> <th colspan="3">Phase 3</th> <th colspan="3">Phase 4</th> </tr> <tr> <th>2022</th> <th>2023</th> <th>2024</th> <th>2025</th> <th>06/2026</th> <th>07/2026</th> <th>2027</th> <th>2028</th> <th>2029</th> <th>2030</th> <th>2031</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="2">Rédaction PRA</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>finalisation</td> </tr> </tbody> </table>				Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4			2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031	Rédaction PRA										finalisation
	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4																												
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031																										
Rédaction PRA										finalisation																											
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence en outils de détermination en langue française et au handicap taxonomique ( <a href="#">Partie 1, chapitre 1</a> )																																				
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rendre disponible, gérer et actualiser une liste de référence fondée sur les référentiels taxonomiques standards (TaxRef, MolluscaBAs) incluant traits écologiques, catégorisation UICN, enjeux de priorités et/ou déterminantes, difficultés de détermination et réglementation</li> <li>- Favoriser la centralisation et le partage de la littérature grise (rapports d'étude, publications, etc.) concernant la taxonomie, l'état des populations, les traits de vie, les communautés et les tolérances abiotiques des taxons [en lien avec <a href="#">Axe 1, A01 &amp; Axe 2, A05 à A08</a>]</li> <li>- Rédiger et diffuser une malacofaune illustrée pour favoriser l'aide à l'identification des espèces</li> <li>- Explorer les outils numériques actuels d'aide à l'identification des espèces</li> </ul>																																				
Taxons cibles	Tous les taxons																																				
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Publication régulière de liste de référence ; adaptation/diffusion des outils diagnostiques existants ; nombre de documents rendus disponibles																																				
Pilote de l'action	SHNEC																																				
Partenaires techniques potentiels	OFB ; CBNFC-ORI ; experts indépendants																																				
Handicaps	- Question de la nature et de la diffusion des livrables (numérique, version papier)																																				
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cahiers techniques existants à adapter à l'échelle du Grand Est</li> <li>- Liste de référence existante publiée et réactualisée en 2019, 2021 et 2023</li> <li>- Pilote de l'action avec personne ressource</li> </ul>																																				
Estimation des coûts	Réactualisation de la Liste de référence tous les 3 ans [60 jours travaillés] ; Rédaction d'une malacofaune illustrée [20 jours travaillés + frais d'édition] ; Centre de partage documentaire [60 jours travaillés]																																				
Cofinancement possible	Une partie en autofinancement via les ventes de la malacofaune																																				

30 000 €

Action A04	Structurer et animer le réseau régional pour l'étude et la conservation des mollusques	Priorité									
		1									
Axe concerné	<b>Axe 2.</b> Améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation										
Domaine	Développement de ressources et Formation										
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3		Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence en documents de référence en langue française concernant les méthodes d'échantillonnage ( <a href="#">Partie 1, chapitres 2 et 3</a> ) et au manque d'opérateurs expérimentés										
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Élaborer un référentiel régional méthodologique destiné à l'inventaire et l'échantillonnage des mollusques du Grand Est</li> <li>- Proposer une stratégie régionale d'échantillonnages fondée sur les espèces et les milieux identifiés comme prioritaires (zones de méconnaissance, points chauds, espaces réglementées, enjeux de conservation, espèces cibles; etc.)</li> <li>- Former aux méthodes d'inventaires et d'identification [en lien avec <a href="#">Axe 1, A03</a>] à travers des formations/stages à destination des gestionnaires des espaces naturels, des structures naturalistes et des agents des administrations publiques, et des cursus de formation du supérieur</li> </ul>										
Taxons cibles	Tous les taxons										
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de formations dispensées et diffusion de documents de référence										
Pilote de l'action	SHNEC										
Partenaires techniques potentiels	OFB ; CBNFC-ORI ; ENGEES [sujet de recherche, stage de M2, thèse] ; ARIENA ; Experts indépendants										
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Capacité de s'emparer et d'appliquer les documents cadres</li> <li>- Difficulté de concevoir des supports adaptés aux besoins et à la diversité des acteurs</li> <li>- Identifier le cadre des formations proposées (labellisation Centre de Formation)</li> </ul>										
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Personnes ressources au sein de la structure pilote de l'action</li> <li>- Structure pilote avec espaces pour accueillir des apprenants</li> </ul>										
Estimation des coûts	Rédaction des documents de référence dès 2025 [x] (~40 journées travaillées) ; Mise en place des formations dès 2026 [-](~40 journées travaillées)										
Financements possible	Autofinancé via les formations après 2026										
	<b>12 800 €</b>										

Action A05	Favoriser l'acquisition de connaissances sur la distribution des espèces	Priorité																																		
			2																																	
Axe concerné	Axe 2. Améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation																																			
Domaine	Études																																			
Calendrier	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th colspan="2">Phase 1</th> <th colspan="3">Phase 2</th> <th colspan="3">Phase 3</th> <th colspan="3">Phase 4</th> </tr> <tr> <th>2022</th> <th>2023</th> <th>2024</th> <th>2025</th> <th>06/2026</th> <th>07/2026</th> <th>2027</th> <th>2028</th> <th>2029</th> <th>2030</th> <th>2031</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="2">Rédaction PRA</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>finalisation</td> </tr> </tbody> </table>			Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4			2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031	Rédaction PRA										finalisation
	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4																											
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031																									
Rédaction PRA										finalisation																										
Objectif	Répondre au déficit lié au déficit de connaissances sur la distribution des espèces ( <a href="#">Partie 1, chapitre 2</a> )																																			
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Favoriser et soutenir les campagnes d'inventaires traditionnels à l'échelle régionale en lien avec les objectifs et priorités du PRA et des propositions de l'action A04 [<a href="#">Axe 2, A04</a>]</li> <li>- Favoriser et soutenir les campagnes d'inventaires ADNe à l'échelle régionale en lien avec les objectifs et priorités du PRA et des propositions de l'action A04 [<a href="#">Axe 2, A04</a>]</li> <li>- Favoriser le développement des outils ADNe pour les gastéropodes aquatiques en lien avec l'action A02 [<a href="#">Axe 1, A02</a>]</li> <li>- Permettre la planification des échantillonnages fondée sur des approches prédictives pour les espèces cibles [en lien avec <a href="#">Axe 1, A01</a>]</li> </ul>																																			
Taxons cibles	Espèces cibles de type I et II ; bénéfice pour tous les taxons																																			
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de données																																			
Pilote de l'action	SHNEC																																			
Partenaires techniques potentiels	CENs Grand Est ; ENGEES [sujet de recherche, stage de M2, thèse] ; OFB ; Experts indépendants																																			
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Grande surface d'étude</li> <li>- Dépend de la réussite des actions A03 et A04 (nombre d'opérateurs formés)</li> <li>- Temps de travail sur le terrain et au laboratoire extensif (1 journée terrain = 2 journées laboratoire)</li> <li>- Coûts importants des campagnes ADNe</li> </ul>																																			
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les premières campagnes ADNe sont une base solide pour orienter les recherches sur le terrain mais ne concernent que les bivalves</li> <li>- Peut s'articuler avec les Actions de conservation "espèce" de l'<a href="#">Axe 3 (A10.1 à 10.7)</a> concernant les EC-I</li> </ul>																																			
Estimation des coûts	<p>Ne peut être quantifié de manière précise, le budget disponible détermine l'intensité de l'action. Un 1/4 ETP/an peut mener environ 25 localités échantillonnées incluant détermination (le coût de conditionnement et de la gestion des données est pris en compte dans l'Axe 1)</p> <p>Idéalement un 1/2 ETP est souhaitable pour couvrir les <a href="#">Actions 05, 06, 07 et 08</a> soit <b>-160 000 €</b></p>																																			
Cofinancement possible	DREAL pour les espèces réglementées																																			

Action A06	Favoriser l'acquisition de connaissances sur les populations pour les espèces cibles										Priorité		
												2	
Axe concerné	Axe 2. Améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation												
Domaine	Études												
Calendrier	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031		
	Rédaction PRA										finalisation		
Objectif	Répondre au déficit de connaissances sur la distribution des espèces concernant l'état de conservation des populations ( <a href="#">Partie 1, chapitre 3</a> )												
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Favoriser et soutenir les campagnes d'inventaires fondées sur des méthodes adaptées, optimisées et standardisées afin d'évaluer les abondances et les densités [en lien avec <a href="#">Axe 2, A04</a>]</li> <li>- Favoriser la bancarisation de l'ensemble des données "population" et le suivi des indicateurs de l'état de conservation des populations [en lien avec <a href="#">Axe 1, A01</a>]</li> <li>- Développer un réseau de suivi temporel pour certains taxons [en lien avec <a href="#">Axe 3, 10.1 à 10.7</a>]</li> <li>- Permettre les évaluations d'abondance de populations à travers des études scientifiques fondées sur des approches moléculaires quantitatives</li> </ul>												
Taxons cibles	Espèces cibles de type I												
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de données et d'espèces suivies												
Pilote de l'action	SHNEC												
Partenaires techniques potentiels	CENs Grand Est ; ENGEES [sujet de recherche, stage de M2, thèse] ; OFB ; Experts indépendants												
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Grande surface d'étude</li> <li>- Dépend de la réussite des actions <a href="#">A03</a>, <a href="#">A04</a> et <a href="#">A05</a> (nombre d'opérateurs formé et identification des sites de présence)</li> <li>- Temps de travail sur le terrain long</li> <li>- Approches moléculaires quantitatives coûteuses</li> </ul>												
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les premières campagnes ADNe sont une base solide pour orienter les recherches sur le terrain mais ne concernent que les bivalves</li> <li>- Peut s'articuler avec les Actions de conservation "espèce" de l'<a href="#">Axe 3 (Actions 10.1 à 10.7)</a></li> </ul>												
Estimation des coûts	Ne peut être quantifié de manière précise, le budget disponible détermine l'intensité de l'action. Se reporter à l' <a href="#">Action 05</a> pour une estimation globale des coûts												
Cofinancement possible	DREAL pour les espèces réglementées												

Action A07	Favoriser l'acquisition de connaissances sur les traits de vie et paramètres biotiques et abiotiques pour les espèces cibles										Priorité		
												2	
Axe concerné	Axe 2. Améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation												
Domaine	Études												
Calendrier	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031		
	Rédaction PRA										finalisation		
Objectif	Répondre au déficit de connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces (Partie 1, chapitres 4.1 à 4.3)												
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permettre les études scientifiques pour la collecte des données à travers des expérimentations en laboratoire (centre d'élevage) et sur le terrain par des approches intégratives et transversales (espèce, population, habitat, communauté) [en lien avec Axe 3, 10.1 à 10.7]</li> <li>- Favoriser la banarisation et le partage d'une large gamme de données (répartition, traits de vie, abondance des poissons hôtes, régimes alimentaires, etc.) [en lien avec Axe 1, A01]</li> <li>- Favoriser les approches prédictives pour anticiper les changements environnementaux pouvant compromettre la survie des espèces/populations</li> </ul>												
Taxons cibles	Espèces cibles de type I												
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de données et d'espèces suivies												
Pilote de l'action	SHNEC												
Partenaires techniques potentiels	OFB ; ENGEES ; Université de Metz [sujet de recherche, stage de M2, thèse]												
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dépend de la réussite des actions A03, A04 et A05 (nombre d'opérateurs formé et identification des sites de présence)</li> <li>- Approches méthodologiques longues et coûteuses</li> </ul>												
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Les premières campagnes ADNe sont une base solide pour orienter les recherches sur le terrain mais ne concernent que les bivalves</li> <li>- Peut s'articuler avec les Actions de conservation "espèce" de l'Axe 3 (Actions 10.1 à 10.7)</li> </ul>												
Estimation des coûts	Ne peut être quantifié de manière précise, le budget disponible détermine l'intensité de l'action. Se reporter à l'Action 05 pour une estimation globale des coûts												
Cofinancement possible	DREAL pour les espèces réglementées et possible prise en charge des frais de laboratoire par les partenaires de l'Action												

Action A08	Favoriser l'acquisition de connaissances sur la délimitation des espèces identifiées dans le purgatoire taxonomique	Priorité									
				3							
Axe concerné	<b>Axe 2.</b> Améliorer significativement l'acquisition des connaissances sur la malacofaune aquatique afin de mieux cerner les enjeux de conservation										
Domaine	Études										
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3		Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Répondre au déficit de connaissances lié à l'handicap taxonomique ( <a href="#">Partie 1, chapitres 1.1 et 4.4</a> )										
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permettre les études scientifiques fondées sur des approches intégratives pour la délimitation des espèces concernées [en lien avec <a href="#">Axe 1, A02</a>]</li> <li>- Développer une stratégie de conservation, populations/habitats, pour les taxons présentant des problématiques de délimitation et identifiés comme menacés (Espèces cibles de type II du groupe des Hydrobies)</li> </ul>										
Taxons cibles	<i>Avenionia bourguignati</i> , <i>Bythinella</i> spp., <i>Bythiospeum rhenanum</i> et <i>Spiralix rayi</i>										
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de publications										
Pilote de l'action	SHNEC										
Partenaires techniques potentiels	Muséum national d'Histoire naturelle ; Université de Dijon [sujet de recherche, stage de M2, thèse]										
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Taxons difficiles à détecter</li> <li>- Peut d'expertise à l'échelle de la région</li> <li>- Coût d'étude élevé</li> </ul>										
Atouts	- Personnes ressources au sein de la structure pilote de l'action										
Estimation des coûts	Ne peut être quantifié de manière précise, le budget disponible détermine l'intensité de l'action. Se reporter à l' <a href="#">Action 05</a> pour une estimation globale des coûts.										
Cofinancement possible	Prise en charge des frais de laboratoire (séquençage et analyse des données) par les partenaires de l'Action										

Action A09	Fournir aux décideurs les éléments décisionnels pour une meilleure prise en compte des mollusques aquatiques et en particulier les espèces cibles	Priorité									
		1	2								
Axe concerné	<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public										
Domaine	Développement de ressources techniques et scientifiques à destination des décideurs ; réglementation										
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3		Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence en informations pertinentes pour les décideurs ( <a href="#">Partie 1, chapitre 4.5</a> )										
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Favoriser l'actualisation des statuts patrimoniaux et de catégorisation UICN des espèces et des habitats (Liste rouge réactualisée, ZNIEFF, ...) en vue de leur prise en compte dans la réglementation régionale [en lien avec <a href="#">Axe 1, A03</a> et <a href="#">Axe 3, A10</a>]</li> <li>- Fournir des éléments stratégiques réguliers et actualisés pour la prise en compte des espèces cibles dans les projets d'aménagement impactant les masses d'eau sur le territoire</li> <li>- Permettre la réglementation de certaines espèces cibles de type I</li> </ul>										
Taxons cibles	Espèces cibles de type I et/ou de type II										
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre et diversité des outils réglementaires et de gestion élaborés										
Pilote de l'action	SHNEC										
Partenaires techniques potentiels	OFB ; DREAL ; Région Grand Est ; ODONAT										
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nécessité d'un poste dédié à haute compétence technique et scientifique</li> <li>- Dépend de la réussite des actions de l'<a href="#">Axe 2</a></li> </ul>										
Atouts	- Pilote de l'action identifié comme centre d'expertise										
Estimation des coûts	Implique une 20 <sup>aine</sup> de journées travaillées par an en fonction de la nature et de l'intensité des demandes <b>25 000€</b>										
Cofinancement possible	ZNIEFF déjà financée (4 500 €)										

Action A10	Fournir aux acteurs de la conservation les éléments opérationnels pour faire émerger les actions de conservation et de gestion nécessaires au maintien des populations des espèces cibles										Priorité		
	1			2									
Axe concerné	Axe 3. Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public												
Domaine	Études & Conservation												
Calendrier	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031		
	Rédaction PRA										finalisation		
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitres 1 et 2</a> )												
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Accompagner les acteurs de la conservation pour la mise en œuvre de projets de conservation pour les espèces cibles sélectionnées [en lien avec les <a href="#">Axes 1 &amp; 2</a>] - se reporter aux fiches actions <a href="#">A10.1</a> à <a href="#">A10.7</a></li> <li>- Favoriser et soutenir les collaborations entre recherche académique et acteurs de la conservation [en lien avec les <a href="#">Axes 1 &amp; 2</a>]</li> <li>- Soutenir les études d'amélioration globale des connaissances à travers des inventaires dans les aires protégées et/ou réglementées [en lien avec les <a href="#">Axes 1 &amp; 2</a>]</li> <li>- Soutenir de cahiers techniques "conservation" pour les espèces cibles ou l'édition d'un livre rouge [en lien avec les <a href="#">Axes 1 &amp; 2</a>]</li> </ul>												
Taxons cibles	Tous les taxons												
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de Plans de conservation déployé Nombre d'espaces réglementés avec inventaire des malacofaunes Elaboration de cahiers techniques												
Pilote de l'action	SHNEC												
Partenaires techniques potentiels	OFB ; Réseau des Réserves et Parc naturel(le)s du Grand Est ; DREAL ; CEN Alsace, CEN Lorraine, CEN Champagne-Ardenne ; Région Grand Est												
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nécessité d'un poste dédié à haute compétence technique et scientifique</li> <li>- Dépend de la réussite des actions de l'<a href="#">Axe 2</a></li> <li>- Diversité des sites et des situations de gestion préexistante</li> </ul>												
Atouts	- Pilote de l'action identifié comme centre d'expertise												
Estimation des coûts	Une partie des coûts est commune avec les actions des <a href="#">axes 1</a> (ressources) et <a href="#">2</a> (connaissances). Un 1/2 ETP est souhaitable pour couvrir l'Action 10 et animer les plans de conservation "espèce" <a href="#">A10.1</a> , <a href="#">A10.2</a> , <a href="#">A10.3</a> et <a href="#">A10.4</a> soit <b>-160 000 €</b>												
Cofinancement possible	Financement des inventaires sur les aires réglementées par les gestionnaires ou les institutions de tutelle												

Action A10.1	Plan de conservation : <i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)										Priorité		
												2	3
Axe concerné	Axe 3. Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public												
Domaine	Études & Conservation												
Calendrier	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031		
	Rédaction PRA										finalisation		
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitre 3.1</a> )												
Description de l'action	<p><b>Actions prioritaires et immédiates</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Confirmer la présence de l'espèce sur les sites de présence potentielle détectés par ADNe par des protocoles d'échantillonnages adaptés</li> <li>- Estimation de l'abondance des populations et cartographie des habitats par des protocoles d'échantillonnages quantitatifs</li> <li>- Inventaire des communautés malacologiques sur les sites de présence</li> <li>- Évaluation des menaces sur chacun des sites de présence et des mesures de gestion nécessaires.</li> <li>- Appliquer des mesures réglementaires sur les sites de présence</li> </ul> <p><b>Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Identifier des zones favorables à la réintroduction de l'espèce au sein des RNNs d'Offendorf et du Delta de la Sauer</li> <li>- Elevage et translocation de spécimens puis suivi de populations et gestion adapté des sites</li> <li>- Appliquer des démarches ADNe sur les sites de l'Aube et dans d'autres identifiées comme favorables dans le Grand Est à partir de modélisations et/ou de cartographie d'habitats</li> <li>- Suivi des populations sur l'ensemble des sites de présence de l'espèce</li> </ul>												
Taxons cibles	<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)												
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de populations suivies et sauvegardées												
Pilote de l'action	DREAL												
Partenaires techniques potentiels	RNNs d'Offendorf et du Delta de la Sauer ; Réserve Biologique Dirigée du Daubensand (FR2300164)												
Estimation des coûts	entre 50 000€ et 100 000€												
Financements possible	DREAL ; Région (Espèce réglementée au niveau national et européen)												

Action A10.2	Plan de conservation : <i>Belgrandia gfrast</i> Haase, 2000	Priorité									
		1	2								
Axe concerné	<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public										
Domaine	Études & Conservation										
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3		Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitre 3.2</a> )										
Description de l'action	<p><b>Actions prioritaires et immédiates</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Amélioration significative des connaissances : cycle de vie, suivi de l'abondance des populations et cartographie des habitats</li> <li>- Recherche des paramètres écologiques limitants</li> <li>- Suivi en continu de la hauteur d'eau, de la température sur le Chenal des Sources</li> <li>- Explorer la faisabilité de la mise en élevage de l'espèce à des fins d'étude et sauvegarde</li> </ul> <p><b>Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Tester le statut d'espèce avec des outils de taxonomie intégrative</li> <li>- Mise en place d'un suivi régulier de l'abondance des populations</li> <li>- Identifier les émergences phréatiques présentes sur le territoire et tester l'implantation de l'espèce en enceinte close sur ces milieux</li> <li>- Planifier des translocations et/ou la sauvegarde en élevage en cas de modification brutale du milieu</li> </ul>										
Taxons cibles	<i>Belgrandia gfrast</i> Haase, 2000										
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Mise en application des protocoles de suivi ; publications scientifiques ; élevage										
Pilote de l'action	SHNEC										
Partenaires techniques potentiels	RNN Petite Camargue Alsacienne ; ENGEES ; Université de Metz ; Université de Dijon [sujet de recherche, stage de M2, thèse]										
Estimation des coûts	entre <b>12 500€ et 25 000€</b> [hors élevage]										
Financements possible	RNN Petite Camargue Alsacienne - déjà engagé à hauteur de 8 500€										

Action A10.3	Plan de conservation : <i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald, 1852)	Priorité									
				3							
Axe concerné	<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public										
Domaine	Études & Conservation										
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3		Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitre 3.3</a> )										
Description de l'action	<p><b>Actions prioritaires et immédiates</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Suivi des populations sur la RNR de l'III*Wald et concertation avec les acteurs du territoire pour une gestion adaptée des milieux concernés</li> <li>- Amélioration significative des connaissances : cycle de vie, suivi de l'abondance des populations, cartographie des habitats où l'espèce est documentée</li> <li>- Programme de sensibilisation auprès des acteurs et gestionnaires de la conservation des milieux naturels</li> </ul> <p><b>Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Préciser la répartition de l'espèce sur l'ensemble du territoire alsacien</li> <li>- Evaluer les menaces et les mesures de gestion adaptées sur l'ensemble des sites cartographiés</li> <li>- Mise en place d'un suivi régulier de l'abondance des populations sur plusieurs sites</li> <li>- Explorer la faisabilité de la mise en élevage de l'espèce à des fins d'étude et de sauvegarde</li> <li>- Mieux comprendre la dynamique des populations, les mécanismes de dispersion et de réponses physiologiques au stress</li> </ul>										
Taxons cibles	<i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald, 1852)										
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de populations suivies et sauvegardées										
Pilote de l'action	SHNEC										
Partenaires techniques potentiels	RNR de l'III*Wald ; ENGEES [sujet de recherche, stage de M2, thèse] ; CEN Alsace										
Estimation des coûts	entre <b>25 000€ et 50 000€</b>										
Financements possible	Via les gestionnaires des sites réglementés										

Action A10.4	Plan de conservation : <i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774)	Priorité																																			
			2	3																																	
Axe concerné	<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public																																				
Domaine	Études & Conservation																																				
Calendrier	<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="2">Phase 1</th> <th colspan="3">Phase 2</th> <th colspan="3">Phase 3</th> <th colspan="3">Phase 4</th> </tr> <tr> <th>2022</th> <th>2023</th> <th>2024</th> <th>2025</th> <th>06/2026</th> <th>07/2026</th> <th>2027</th> <th>2028</th> <th>2029</th> <th>2030</th> <th>2031</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="2">Rédaction PRA</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>finalisation</td> </tr> </tbody> </table>				Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4			2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031	Rédaction PRA										finalisation
Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4																													
2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031																											
Rédaction PRA										finalisation																											
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitre 3.4</a> )																																				
Description de l'action	<p><b>Actions prioritaires et immédiates</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Préciser la répartition de l'espèce sur le secteur géographique de la rivière Aube incluant les stations historiques de présence de l'espèce par des recherches adaptées (recherche par plongée/navigation, échantillonnages chronométrés, etc.)</li> <li>- Appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi de la population auboise identifiée par <a href="#">Bichain &amp; Ryelandt (2023)</a></li> <li>- Préciser la biologie de l'espèce sur la rivière Aube car la plupart des données concernent des habitats lacustres</li> <li>- Réaliser l'inventaire des mollusques aquatiques sur les sites de présence de la Limnée cristalline</li> </ul> <p><b>Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Appliquer une recherche ADNe, prioritairement dans l'Aube et sur l'ensemble du territoire du Grand Est</li> <li>- Tester l'élevage et la reproduction en aquarium et envisager du renforcement de population ou de réintroduction sur les sites historiques</li> <li>- Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation</li> </ul>																																				
Taxons cibles	<i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774)																																				
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de populations suivies et sauvegardées																																				
Pilote de l'action	SHNEC																																				
Partenaires techniques potentiels	OFB ; CEN Champagne-Ardenne ; CBNFC-ORI																																				
Estimation des coûts	entre <b>50 000€</b> et <b>100 000€</b>																																				
Financements possible																																					

Action A10.5	Plan de conservation : <i>Pseudanodonta complanata</i> (Rossmässler, 1835)										Priorité		
													3
Axe concerné	Axe 3. Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public												
Domaine	Études & Conservation												
Calendrier	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031		
	Rédaction PRA										finalisation		
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitre 3.5</a> )												
Description de l'action	<p><b>Actions prioritaires et immédiates</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Revenir sur les sites de détections ADNe et donner une estimation de la répartition des populations sur chaque site afin de fournir une cartographie actualisée de l'espèce</li> <li>- Appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi des populations</li> <li>- Identifier les populations les plus abondantes et donc à haute priorité de conservation</li> <li>- Rédiger un cahier technique pour la gestion des habitats de l'espèce (cf. <i>supra</i>, recommandations réalisées en Angleterre) et le diffuser vers l'ensemble des acteurs concernés et proposer des alternatives de translocations temporaires en cas de travaux majeurs qui peuvent impacter sévèrement les populations</li> <li>- Réglementer les habitats prioritaires</li> <li>- Réaliser l'inventaire des mollusques aquatiques sur les sites de présence de l'espèce</li> </ul> <p><b>Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Mettre en œuvre le suivi des populations à haute priorité de conservation</li> <li>- Envisager le renforcement de population ou de réintroduction sur les sites historiques</li> <li>- Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie de l'espèce afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation</li> </ul>												
Taxons cibles	<i>Pseudanodonta complanata</i> (Rossmässler, 1835)												
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de populations suivies et sauvegardées												
Pilote de l'action	Non identifié ; pressenti CEN Lorraine												
Partenaires techniques potentiels	OFB ; CEN Champagne-Ardenne ; CEN Lorraine												
Estimation des coûts	entre 100 000€ et 200 000€												
Financements possible	Via les gestionnaires des sites réglementés												

Action A10.6	Plan de conservation : <i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)		Priorité		
					3
Axe concerné	<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public				
Domaine	Études & Conservation				
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3
	2022	2023	2024	2025	06/2026
	Rédaction PRA				
				07/2026	2027
					2028
					2029
					2030
					2031
					finalisation
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitre 3.6</a> )				
Description de l'action	<p><b>Actions prioritaires et immédiates</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Préciser la répartition/présence de l'espèce sur les secteurs géographiques identifiés par ADNe</li> <li>- Appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi de la population sur les sites de présence afin d'identifier les priorités d'actions</li> <li>- Réglementer les habitats à Mulette des rivières</li> <li>- Réaliser l'inventaire des mollusques aquatiques sur les sites de présence de la Mulette des rivières</li> </ul> <p><b>Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Mettre en œuvre le suivi des populations à haute priorité de conservation</li> <li>- Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie et la biologie de l'espèce afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation</li> <li>- Envisager des élevages <i>ex situ</i></li> </ul>				
Taxons cibles	<i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)				
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de populations suivies et sauvegardées				
Pilote de l'action	Non identifié ; pressenti CEN Champagne-Ardenne				
Partenaires techniques potentiels	OFB ; CEN Champagne-Ardenne				
Estimation des coûts	entre <b>100 000€</b> et <b>200 000€</b>				
Financements possible	Via les gestionnaires des sites réglementés				

Action A10.7	Plan de conservation : <i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864		Priorité								
					3						
Axe concerné	<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public										
Domaine	Études & Conservation										
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3		Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Répondre au déficit lié à la carence des actions concrètes de conservation ( <a href="#">Partie 2, chapitre 3.7</a> )										
Description de l'action	<p><b>Actions prioritaires et immédiates</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Au sein de la RNN du Delta de la Sauer, (i) préciser la répartition de l'espèce, l'inventaire des communautés associées de mollusques aquatiques et la cartographie des habitats concernés, (ii) appliquer un programme d'estimation de l'abondance et de suivi de populations, (iii) améliorer les connaissances sur la biologie et l'écologie de l'espèce</li> <li>- Identifier les habitats favorables de la RNN du Delta de la Sauer et comprendre les mécanismes qui ont menés à son extinction dans la RNN d'Offendorf</li> <li>- Tester des méthodes de gestion sur la RNN d'Offendorf à des fins de restauration d'habitats pour d'éventuelles translocations de spécimens</li> </ul> <p><b>Actions complémentaires à la suite du déroulement des actions prioritaires</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Appliquer des recherches spécifiques [traditionnelle et ADNe] à l'échelle régionale pour préciser la répartition de l'espèce ; - Tester l'élevage et la reproduction en aquarium et envisager du renforcement de population ou de réintroduction sur les sites historiques notamment sur les sites historiques où l'espèce est documentée comme éteinte ; - Permettre un programme d'amélioration des connaissances sur l'écologie afin de mieux cerner les enjeux et moyens de conservation</li> </ul>										
Taxons cibles	<i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864										
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre de populations suivies et sauvegardées										
Pilote de l'action	Non identifié ; CEN Alsace										
Partenaires techniques potentiels	Réserve naturelle nationale d'Offendorf ; Réserve naturelle nationale du Delta de la Sauer ; CENs Grand Est										
Estimation des coûts	entre <b>25 000€</b> et <b>50 000€</b>										
Financements possible	Via les gestionnaires des sites réglementés										

Action A11	Favoriser les actions de sensibilisation auprès du grand public	Priorité									
			2	3							
Axe concerné	<b>Axe 3.</b> Favoriser l'émergence de projets de conservation pour les espèces cibles et améliorer le transfert d'informations et de compétences vers les décideurs, les acteurs de la conservation et le grand public										
Domaine	Animation et formation										
Calendrier	Phase 1		Phase 2		Phase 3		Phase 4				
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Répondre au déficit lié au manque de supports pédagogiques et didactiques à destination du grand public ( <a href="#">Partie 1, chapitre 2</a> )										
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permettre les actions de sensibilisation et de découverte des mollusques aquatiques pour le public naturaliste déjà sensibilisé aux problématiques environnementales</li> <li>- Permettre les actions de sensibilisation auprès d'un grand public peu exposé aux problématiques environnementales</li> <li>- Permettre les actions de sensibilisation auprès du jeune public à travers les structures existantes (CIN, milieux scolaires, parcours muséaux par exemple)</li> </ul>										
Taxons cibles	Tous les taxons										
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre et diversité du public impliqué										
Pilote de l'action	SHNEC										
Partenaires techniques potentiels	réseau ARIENA ; CPIEs ; ODONAT										
Handicaps	<ul style="list-style-type: none"> <li>- poste dédié à forte compétence pédagogique et technique (élaboration de support de communication notamment)</li> <li>- peu de préexistants, la plupart des supports sont à créer de novo</li> <li>- dispersion et diversité des publics visés</li> </ul>										
Atouts	<ul style="list-style-type: none"> <li>- service ressource au sein de la structure pilote de l'action</li> <li>- nombreuses structures dédiées à l'animation nature peuvent être destinataire des supports pédagogiques</li> </ul>										
Estimation des coûts	1/10 ETP sur la moitié du PRA pour concevoir et stabiliser les supports de communication										
Cofinancement possible											
											16 000€

Action A12	Structurer, planifier et animer le PRA										Priorité
											Action transversale
Axe concerné	<b>Axe 4.</b> Permettre la réalisation du PRA et la mise en œuvre de ses actions										
Domaine	Animation et gouvernance										
Calendrier	Phase 1		Phase 2			Phase 3			Phase 4		
	2022	2023	2024	2025	06/2026	07/2026	2027	2028	2029	2030	2031
	Rédaction PRA										finalisation
Objectif	Animer et coordonner le PRA										
Description de l'action	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Organiser et permettre le bon fonctionnement de la gouvernance</li> <li>- Animer et coordonner le déroulement des actions</li> <li>- Communiquer autour des réalisations et enjeux du PRA, non seulement vers les acteurs du PRA mais vers le grand public</li> <li>- Budgétiser, rechercher des financements complémentaires pour l'autonomisation et le déroulement des actions</li> <li>- Favoriser l'émergence d'un centre régional de référence dédié à l'étude et à la conservation des mollusques afin de fédérer et coordonner le réseau d'expertises régionales dans le cadre des stratégies proposées dans le PRA mais également pour la centralisation de l'ensemble des données (base de données) et du matériel d'étude (collections)</li> </ul>										
Taxons cibles											
Indicateurs de suivi et d'évaluation	Nombre d'actions déployées										
Pilote de l'action	SHNEC										
Partenaires techniques potentiels	OFB ; Région Grand Est ; DREAL ; Agences de l'Eau ; SINP										
Estimation des coûts	1/4 d'ETP pour la coordination de la gouvernance et la recherche de financements supplémentaires <b>64 000 €</b>										
Financements possible											



**ANNEXE 2**  
Liste et Index des espèces



Liste des espèces de mollusques aquatiques dans le Grand Est d'après Bichain *et al.* (2023).

Abréviations utilisées : N = niveau de difficulté de détermination proposé par Bichain et al. (2019) ; P = Priorité d'enjeux de conservation proposée par Bichain et al. (2021) ; Wo = catégorie UICN au niveau mondial ; Eu = catégorie UICN au niveau européen ; Fr = catégorie UICN au niveau national ; GE = catégorie UICN au niveau de la région Grand Est ; DH = directive européenne dite Habitats ; Bern = convention de Bern.

Nom valide TaxRef v14	Nom vernaculaire	Famille	N	P	Wo	Eu	Fr	GE	DH	Bern
<b>Bivalves</b>										
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	Anodonte des rivières	Unionidae	N2	P4	LC	LC	VU	VU		
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	Anodonte des étangs	Unionidae	N2	P4	LC	NT	VU	VU		
<i>Margaritifera margaritifera</i> (Linnaeus, 1758)	Mulette perlière	Margaritiferidae	N2	P1	EN	CR	EN	CR	II	III
<i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)	Mulette des rivières	Unionidae	N2	P2	EN	NT	EN	CR		
<i>Pseudanodonta complanata</i> (Rossmässler, 1835)	Anodonte de la Moselle	Unionidae	N2	P2	VU	NT	EN	VU		
<i>Pseudunio auricularius</i> (Spengler, 1793)	Grande mulette	Margaritiferidae	N2	PoDi	CR	CR	CR	RE	IV	II
<i>Sinanodonta woodiana</i> (I. Lea, 1834)	Anodonte chinoise	Unionidae	N2				NAa	NA		
<i>Unio crassus</i> Philipsson, 1788	Mulette épaisse	Unionidae	N2	P3	EN	VU	LC	VU	II/IV	
<i>Unio mancus</i> Lamarck, 1819	Mulette rhodanienne	Unionidae	N5.2	P3	NT	NT	LC	DD	V	III
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus, 1758)	Mulette des peintres	Unionidae	N2	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788	Mulette enflée	Unionidae	N2	P3			NT	NT		
<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F. Müller, 1774)	Corbicule striolée	Cyrenidae	N2				NAa	NA		
<i>Corbicula leana</i> Prime, 1867	Corbicule asiatique	Cyrenidae	N2				NAa	NA		
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	Moule zébrée	Dreissenidae	N2		LC		NAa	NA		
<i>Dreissena rostriformis</i> (Deshayes, 1838)	Moule quagga	Dreissenidae	N2				NAa	NA		
<i>Euglesa casertana</i> (Poli, 1791)	Pisidie robuste	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa compressa</i> (Prime, 1852)	Pisidie comprimée	Sphaeriidae	N5.1				NAa	NA		
<i>Euglesa globularis</i> (Clessin, 1873)	Pisidie globe	Sphaeriidae	N5.2	P3			DD	DD		
<i>Euglesa henslowana</i> (Sheppard, 1825)	Pisidie des gardons	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa hibernica</i> (Westertund, 1894)	Pisidie septentrionale	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa interstitialis</i> Bössneck, Groh & Richling, 2020		Sphaeriidae								
<i>Euglesa lilljeborgii</i> (Clessin, 1886)	Pisidie des lacs	Sphaeriidae	N3+	P3			NT	EN		
<i>Euglesa milium</i> (Held, 1836)	Pisidie des rives	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa nitida</i> (Jenyns, 1832)	Pisidie ubiquie	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa obtusalis</i> (Lamarck, 1818)	Pisidie de Lamarck	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa personata</i> (Malm, 1855)	Pisidie des sources	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa pseudosphaerium</i> (J. Favre, 1927)	Pisidie des marais	Sphaeriidae	N3+	P3			EN	CR		
<i>Euglesa pulchella</i> (Jenyns, 1832)	Pisidie jolie	Sphaeriidae	N3+	P2			DD	DD		
<i>Euglesa subtruncata</i> (Malm, 1855)	Pisidie chiendent	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Euglesa supina</i> (A. Schmidt, 1851)	Pisidie des plaines	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Odhneripisidium conventus</i> (Clessin, 1877)	Pisidie arctique	Sphaeriidae	N3+	P3			VU	EN		
<i>Odhneripisidium moitessierianum</i> (Paladilhe, 1866)	Pisidie des rivières	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Odhneripisidium tenuilineatum</i> (Stelfox, 1918)	Petite pisidie	Sphaeriidae	N3+	P4			LC	LC		
<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. Müller, 1774)	Pisidie de vase	Sphaeriidae	N3	P4		LC	LC	LC		

Nom valide TaxRef v14	Nom vernaculaire	Famille	N	P	Wo	Eur	Fr	GE	DH	Bern
<i>Sphaerium corneum</i> (Linnaeus, 1758)	Cyclade commune	Sphaeriidae	N3+	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Sphaerium lacustre</i> (O.F. Müller, 1774)	Cyclade de vase	Sphaeriidae	N3	P4			LC	LC		
<i>Sphaerium nucleus</i> (S. Studer, 1820)	Cyclade cerise	Sphaeriidae	N3+	P3		LC	DD	DD		
<i>Sphaerium ovale</i> (Férussac, 1807)	Cyclade ovale	Sphaeriidae			LC	LC	DD	DD		
<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)	Grande cyclade	Sphaeriidae	N3	P2	VU	LC	EN	EN		
<i>Sphaerium solidum</i> (Normand, 1844)	Cyclade des fleuves	Sphaeriidae	N3	P2	NT	NT	EN	CR		
<i>Sphaerium transversum</i> (Say, 1829)	Cyclade d'Amérique	Sphaeriidae								
<b>Gastéropodes</b>										
<i>Avenionia bourguignati</i> (Locard, 1883)	Hydrobie de l'Aube	Hydrobiidae	N5.1	P1	DD	DD	DD	DD		
<i>Belgrandia gfrast</i> Haase, 2000	Belgrandie gfrast	Hydrobiidae	N3	P1	VU	VU	VU	VU		
<i>Bythinella bicarinata</i> (Des Moulins, 1827)	Bythinelle voyageuse	Bythinellidae	N5.1	P2	DD	DD	LC	DD		
<i>Bythinella viridis</i> (Poiret, 1801)	Bythinelle des moulins	Bythinellidae	N5.1	P1	EN	EN	LC	DD		
<i>Bythiospeum rhenanum</i> (Lais, 1935)	Bythiospée des rieds	Moitesseriidae	N5.1	P2	LC	LC	DD	DD		
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. Pfeiffer, 1828)	Hydrobie du Danube	Lithoglyphidae	N1		LC	LC	NAa	NA		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	Hydrobie des antipodes	Tateidae	N2				NAa	NA		
<i>Spiralix rayi</i> (Locard, 1883)	Moitesserie bourguignonne	Moitesseriidae	N5.1	P2	LC	LC	LC	DD		
<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	Patelline d'Europe	Acroloxiidae	N2	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Ampullaceana ampla</i> (W. Hartmann, 1821)	Limnée ample	Lymnaeidae	N5.2	P3			DD	DD		
<i>Ampullaceana balthica</i> (Linnaeus, 1758)	Limnée commune	Lymnaeidae	N5.2	P4			LC	LC		
<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. Müller, 1774	Patelline des fleuves	Planorbidae	N2	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Anisus leucostoma</i> (Millet, 1813)	Planorbe des fossés	Planorbidae	N3+	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	Planorbe de Linné	Planorbidae	N3+	P3		LC	LC	VU		
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	Planorbe tourbillon	Planorbidae	N3+	P4		LC	LC	LC		
<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)	Planorbe naine	Planorbidae	N3+	P2	DD	NT	NT	CR	II/IV	
<i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	Physe élancée	Physidae	N2	P3		LC	LC	LC		
<i>Armiger crista</i> (Linnaeus, 1758)	Planorbine à crêtes	Planorbidae	N3+	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Bathymphalus contortus</i> (Linnaeus, 1758)	Planorbe ombiliquée	Planorbidae	N2	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Bithynia leachii</i> (Sheppard, 1823)	Bithynie nordique	Bithyniidae	N2	P3	LC	LC	LC	NT		
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	Bithynie commune	Bithyniidae	N2	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Ferrissia californica</i> (Rowell, 1863)	Patelline fragile	Planorbidae	N2				NAa	NA		
<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)	Limnée épaulée	Lymnaeidae	N2	P4	LC	LC	NAa	NA		
<i>Gyraulus albus</i> (O.F. Müller, 1774)	Planorbine poilue	Planorbidae	N3+	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Gyraulus parvus</i> (Say, 1817)	Planorbine voyageuse	Planorbidae	N3+				DD	NA		
<i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald, 1851)	Planorbine des mares	Planorbidae	N3+	P2			EN	EN		
<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	Planorbine des fontaines	Planorbidae	N2	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	Grande limnée	Lymnaeidae	N1	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Menetus dilatatus</i> (Gould, 1841)	Planorbine américaine	Planorbidae	N3				NAa	NA		
<i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774)	Limnée cristalline	Lymnaeidae	N2	P2	DD	LC	EN	CR		
<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)	Physe bulle	Physidae	N2	P3	LC	LC	LC	NT		
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	Physe voyageuse	Physidae	N2				NAa	NA		
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	Planorbe des étangs	Planorbidae	N1	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Planorbis carinatus</i> O.F. Müller, 1774	Planorbe carénée	Planorbidae	N3	P4		LC	LC	LC		
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)	Planorbe commune	Planorbidae	N3	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	Limnée conque	Lymnaeidae	N4	P4	LC	LC	LC	DD		
<i>Segmentina nitida</i> (O.F. Müller, 1774)	Planorbine commune	Planorbidae	N2	P3		LC	LC	DD		

Nom valide TaxRef v14	Nom vernaculaire	Famille	N	P	Wo	Eur	Fr	GE	DH	Bern
<i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin, 1791)	Limnée d'Europe	Lymnaeidae	N4	P3	LC	LC	DD	DD		
<i>Stagnicola fuscus</i> (C. Pfeiffer, 1821)	Limnée des marais	Lymnaeidae	N4	P3	LC	LC	LC	DD		
<i>Stagnicola palustris</i> (O.F. Müller, 1774)	Limnée des étangs	Lymnaeidae	N4	P3	LC	LC	LC	DD		
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Néríte des rivières	Neritidae	N1	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Valvata cristata</i> O.F. Müller, 1774	Valvée plane	Valvatidae	N3	P4		LC	LC	LC		
<i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864	Valvée nordique	Valvatidae	N3	P3			DD	EN		
<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. Müller, 1774)	Valvée porte-plume	Valvatidae	N3	P4	LC	LC	LC	LC		
<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	Paludine commune	Viviparidae	N2	P2	LC	LC	DD	DD		
<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	Paludine d'Europe	Viviparidae	N2	P4	LC	LC	LC	LC		

## Index des noms latins et français

Le ou les pages indiquées (deuxième colonne) renvoi(en)t aux noms latins et/ou français des mollusques cités dans ce document.

<i>Ampullaceana</i>	23	<i>Gyraulus laevis</i> (Alder, 1838)	59
<i>Ampullaceana ampla</i> (W. Hartmann, 1821)	58, 59	<i>Gyraulus parvus</i> (Say, 1817)	20, 58, 59, 68
<i>Ampullaceana balthica</i> (Linnaeus, 1758)	83	<i>Gyraulus rossmaessleri</i> (Auerswald, 1851)	19, 58, 65, 66, <b>76</b>
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	70	Hydrobie de l'Aube	18, 23, 58, 59, 99
<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)	23, 29, 47, 58, 61, 63, 65, <b>66</b>	Hydrobie des antipodes	42
<i>Anodonta</i>	43	Hydrobiidae	18, 19
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	43, 58, 66	Limnée conque	83
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	58, 66	Limnée cristalline	32, 46, 58, 61, 65, 66, <b>81</b>
<i>Anodonta exulcerata</i> Porro, 1838	23	Limnée des étangs	21
Anodonte de la Moselle	29, 58, 61, 65, 66, <b>87</b>	Limnée des marais	21
Anodonte des étangs	58, 66	Limnée d'Europe	21, 58, 59
Anodonte des rivières	43, 58, 66	Limnée épaulée	38
<i>Avenionia bourguignati</i> (Locard, 1883)	18, 23, 58, 59, 99	<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	83
<i>Belgrandia</i>	18, 23, 58, 61, 63, 65, 66, <b>71</b> ,	Lymnaeidae	18, 22, 32, 46
<i>Bithynia leachii</i> (Sheppard, 1823)	75	<i>Margaritifera</i>	10, 43
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	83	<i>Margaritifera laevis</i> (F. Hass, 1910)	38
Bithynie commune	83	<i>Margaritifera margaritifera</i> (Linnaeus, 1758)	28, 30, 47, 58, 61, 63, 65, 66
Bithynie nordique	75	Margaritiferidae	18
Bithyniidae	46	Moitesserie bourguignonne	18, 23, 59, 99
<i>Bythinella</i>	23, 99	Moitesseriidae	19
<i>Bythinella bicarinata</i> (Des Moulins, 1827)	20, 58, 59	Moule zébrée	89
<i>Bythinella viridis</i> (Poiret, 1801)	20, 58, 59	Mulette des rivières	29, 58, 62, 65, 66, <b>85</b>
Bythinelle des moulins	20, 58, 59	Mulette enflée	23, 58, 66
Bythinelle voyageuse	20, 58, 59	Mulette épaisse	10, 27, 38, 47, 58, 62, 66, 83, 84
Bythiospée des rieds	18, 23, 58, 59, 99	Mulette perlière	28, 30, 47, 58, 61, 63, 65, 66
<i>Bythiospeum rhenanum</i> (Lais, 1935)	18, 23, 58, 59, 99	Mulette rhodanienne	23, 29
<i>Corbicula</i>	41, 42	<i>Myxas glutinosa</i> (O.F. Müller, 1774)	32, 46, 58, 61, 65, 66, <b>81</b>
Cyclade cerise	34, 58, 59, 68	<i>Odhneripisidium conventus</i> (Clessin, 1877)	37, 58, 66
Cyclade commune	34	Paludine commune	58, 59, 75
Cyclade d'Amérique	23	<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)	75
Cyclade des fleuves	58, 66	Physe bulle	75
Cyclade ovale	23, 59	Pisidie arctique	37, 58, 66
<i>Dreissena</i>	41, 42, 44, 88	Pisidie des lacs	37
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	89	Pisidie des marais	58, 65, 66, 68, 71
<i>Euglesa globularis</i> (Clessin, 1873)	58, 59	Pisidie globe	58, 59
<i>Euglesa interstitialis</i> Bössneck, Groh & Richling, 2020	18, 23, 29, 58, 59	Pisidie jolie	58, 59, 68
<i>Euglesa liljeborgii</i> (Clessin, 1886)	37	Pisidie ténébreuse	18, 23, 29, 58, 59
<i>Euglesa pseudosphaerium</i> (J. Favre, 1927)	58, 65, 66, 68, 71	<i>Pisidium</i>	43
<i>Euglesa pulchella</i> (Jenyns, 1832)	58, 59, 68	<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	59
<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)	38	Planorbe carénée	83
Grande cyclade	58, 66	Planorbe des étangs	59
Grande limnée	83	Planorbe naine	23, 29, 47, 58, 61, 63, 65, <b>66</b>
Grande mulette	10, 29, 47, 57	Planorbe tourbillon	70
<i>Gundlachia</i>	18	Planorbine commune	58, 59, 68, 80
		Planorbine des mares	19, 58, 65, 66, <b>76</b>

Planorbine lisse	59	<i>Stagnicola</i>	22
Planorbine voyageuse	20, 58, 59, 68	<i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin, 1791)	21, 58, 59
<i>Planorbis carinatus</i> O.F. Müller, 1774	83	<i>Stagnicola fuscus</i> (C. Pfeiffer, 1821)	21
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	42	<i>Stagnicola palustris</i> (O.F. Müller, 1774)	21
<i>Potomida</i>	43	<i>Tibetoradix</i>	18
<i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)	29, 58, 62, 65, 66, <b>85</b>	<i>Unio</i>	43
<i>Pseudanodonta</i>	43	<i>Unio crassus</i> Philipsson, 1788	10, 27, 38, 47, 58, 62, 66, 83, 84
<i>Pseudanodonta complanata</i> (Rossmässler, 1835)	29, 58, 61, 65, 66, <b>87</b>	<i>Unio elongatulus</i> C. Pfeiffer, 1825	23
<i>Pseudunio auricularius</i> (Spengler, 1793)	10, 29, 47, 57	<i>Unio elongatulus</i> C. Pfeiffer, 1825	23
<i>Radix</i>	23	<i>Unio mancus</i> Lamarck, 1819	23, 29
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	83	<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788	23, 58, 66
<i>Segmentina nitida</i> (O.F. Müller, 1774)	58, 59, 68, 80	Unionidae	18
<i>Sphaerium</i>	43	<i>Valvata cristata</i> O.F. Müller, 1774	92
<i>Sphaerium corneum</i> (Linnaeus, 1758)	34	<i>Valvata macrostoma</i> Mörch, 1864	58, 65, 66, 68, <b>91</b>
<i>Sphaerium nucleus</i> (S. Studer, 1820)	34, 58, 59, 68	<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. Müller, 1774)	83, 92
<i>Sphaerium ovale</i> (Férussac, 1807)	23, 59	Valvée nordique	58, 65, 66, 68, <b>91</b>
<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)	58, 66	Valvée plane	92
<i>Sphaerium solidum</i> (Normand, 1844)	58, 66	Valvée porte-plume	83, 92
<i>Sphaerium transversum</i> (Say, 1829)	23	<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	58, 59, 75
<i>Spiralix rayi</i> (Locard, 1883)	18, 23, 59, 99		



SOCIÉTÉ  
D'HISTOIRE NATURELLE  
ET D'ETHNOGRAPHIE  
DE COLMAR



Office  
des données  
naturalistes  
du Grand Est

Odonat

## Plan Régional d'Actions en faveur des Mollusques aquatiques du Grand Est

LIFE Biodiv'Est - A03

Version : 155 pages, 03/11/2023

**Rédaction :** Jean-Michel BICHAIN & Viviane CLAUDEL [Société d'Histoire naturelle et d'Ethnographie de Colmar]

**Comité de relecture :**

### Aspects scientifiques et méthodologiques

Emmanuel FARA [Université de Dijon]  
Florent LAMAND [OFB]  
Cybille STAENZEL [ENGEES]  
Julien RYELANDT [CBNFC - OPI Franche-Comté]  
Quentin WACKENHEIM [MNHN/CNRS]

### Experts malacologues

Romain COLIN [expert indépendant]  
Thibaut DURR [SHNEC]  
Julien RYELANDT [CBNFC - ORI]  
Florent LAMAND [OFB]

### Acteurs de la conservation

Léa MERCKLING [Petite Camargue Alsacienne]  
Blandine SCHAFFNER [CEN Alsace]  
Victoria MICHEL [CEN Alsace]  
Victor SCHOENELFEDER [CEN Alsace]  
Julien DABRY [CEN Lorraine]  
Florian RABEMANANJARA [CEN Lorraine]  
David BECU [CEN Champagne-Ardenne]  
Samuel AUDINOT [CeA]  
Ambre HEINTZ et Marylène CACAUD [RNR de l'Ill\*wald]

### Gouvernance

Benoît GRANDMOUGIN [Région Grand Est]  
Stéphanie KAEMPF [Région Grand Est]  
Claire VIELLEDENT [Région Grand Est]  
Sabine LABOUREL [Agence de l'Eau Seine-Normandie]  
Catherine MEYER [Agence de l'Eau Rhin-Meuse]  
Lionel PERRIN [Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse]  
Laurence CLAUDEL [DREAL]  
Florent LAMAND [OFB]  
Anaïs GSELL-EPAILLY & Hélène ROHMER [ODONAT]

Parcs Naturels Régionaux du Grand Est

Parc National des Forêts

Life Biodiv'Est est piloté par la Région Grand Est et financé par l'Union européenne et ses partenaires

