

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail

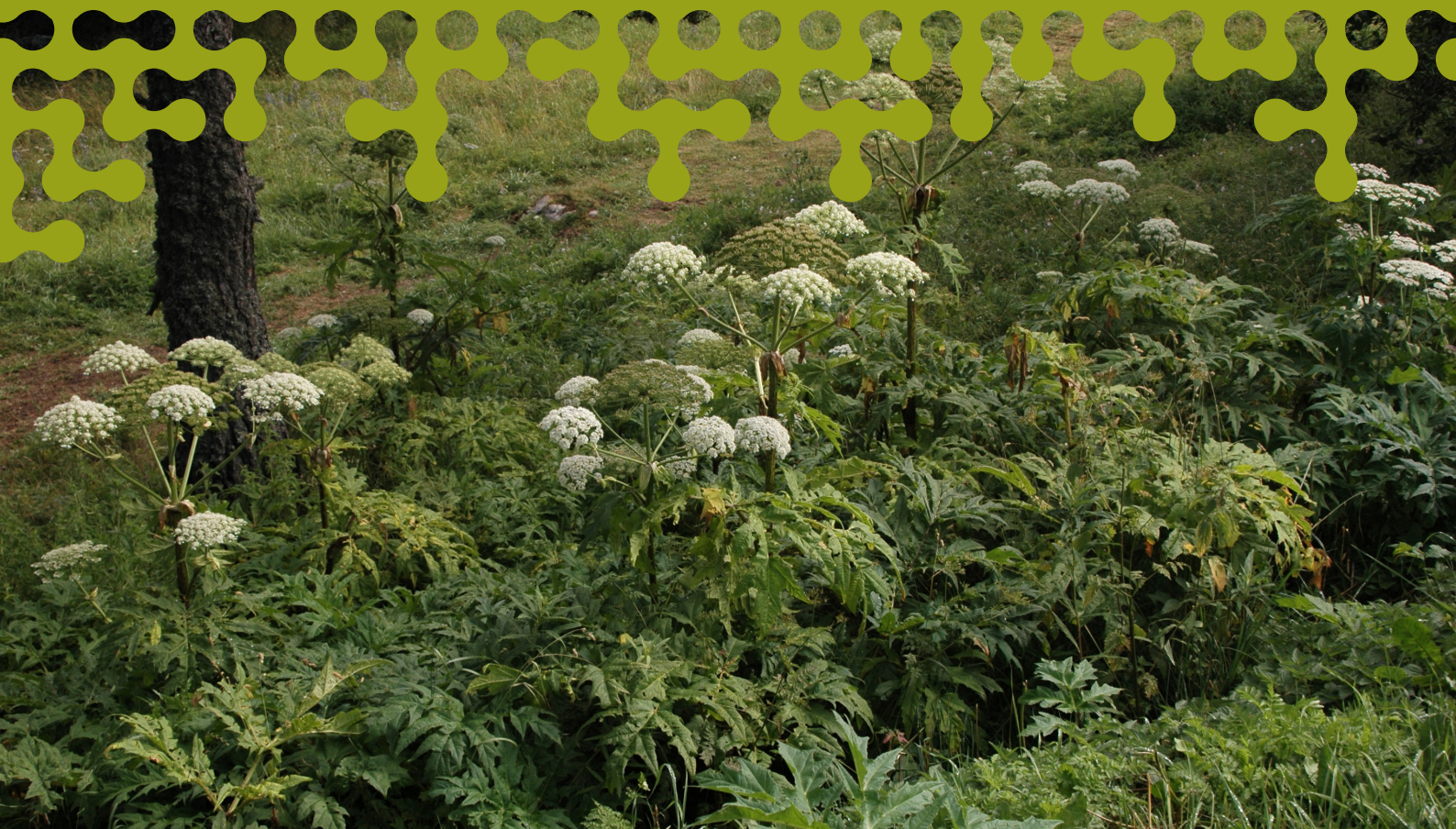


Connaître, évaluer, protéger

Analyse de risque phytosanitaire portant sur la berce du Caucase

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

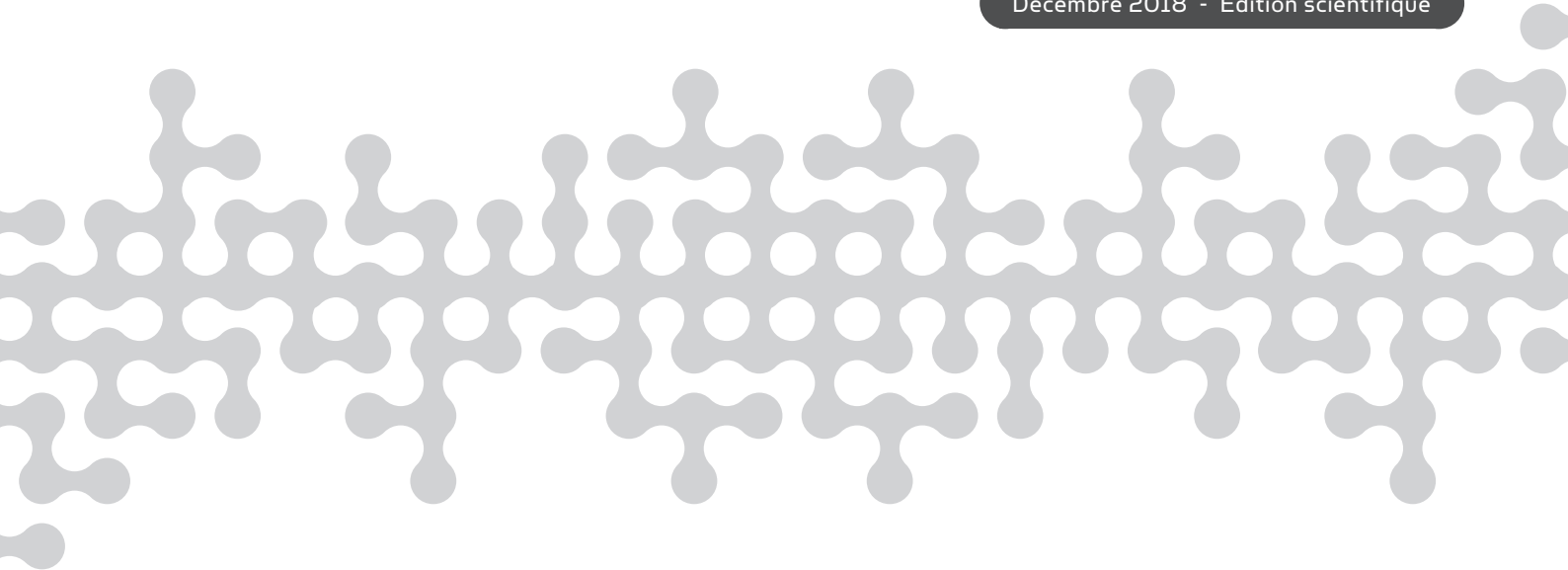
Décembre 2018 - Édition scientifique



Analyse de risque phytosanitaire portant sur la berce du Caucase

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Décembre 2018 - Édition scientifique



Le directeur général

Maisons-Alfort, le 21 décembre 2018

AVIS **de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,** **de l'environnement et du travail**

relatif à « la réalisation d'une analyse de risques relative à la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) et pour l'élaboration de recommandations de mesures de gestion »

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont publiés sur son site internet.

L'Anses a été saisie le 6 avril 2016 par la Direction générale de la santé et la Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature pour la réalisation de l'expertise suivante : réalisation d'une analyse de risques relative à la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) et pour l'élaboration de recommandations de mesures de gestion.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Depuis la saisine du 1^{er} avril 2016 pour la réalisation d'une analyse de risques portant sur la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) pour pouvoir proposer éventuellement l'inscription de cette espèce sur la liste réglementaire européenne des espèces exotiques envahissantes (EEE), *H. mantegazzianum* a finalement été inscrite le 12 juillet 2017 par la Commission européenne sur la liste des EEE préoccupantes pour l'UE, grâce à l'adoption du règlement d'exécution 2017/1263. Cette liste, actuellement composée de 49 espèces, est la base pour la mise en œuvre du règlement européen n° 1143/2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des EEE, qui contraint les États membres à mettre en place des actions de prévention, d'évaluation, de connaissance, de surveillance, de régulation, de contrôle, de communication et de sensibilisation vis-à-vis de ces EEE. *H. mantegazzianum* est par conséquent également inscrite dans l'arrêté interministériel français du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain, interdisant plusieurs activités (introduction, détention, transport, utilisation, échange, vente, achat, etc.).

De ce fait, la présente expertise a pour objectif de synthétiser les connaissances et d'évaluer les risques portant sur la berce du Caucase (*H. mantegazzianum*) au regard de la situation française, tout en fournissant des recommandations de gestion sur le territoire national.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

Le rapport d'expertise collective a été réalisé en suivant les préconisations de la norme internationale phytosanitaire 11 « Analyse du risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine »¹.

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Risques Biologiques pour la Santé des Végétaux (RBSV) ». L'Anses a confié l'expertise au groupe de travail « Plantes Exotiques Envahissantes (PEE) ». Les travaux ont été présentés au CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 20/03/2017 et le 13/11/2018. Ils ont été adoptés par le CES « Risques Biologiques pour la Santé des Végétaux » réuni le 13/11/2017.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU GT ET DU CES

La berce du Caucase, *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (Apiaceae), est une plante pérenne monocarpique. Cette plante exotique envahissante est maintenant interdite du fait de son inscription dans la liste du règlement n° 1143/2014 de l'UE. Elle est présente sur le territoire français, à des densités fortement variables en fonction des régions : déjà fréquente dans certaines zones climatiquement favorables, elle présente cependant toujours un fort potentiel d'établissement et d'augmentation de densité dans des zones à climat favorable ou moyennement favorable. Les zones méridionales et de basse altitude du territoire français, au climat plus doux et plus sec, sont peu favorables à l'établissement de l'espèce.

Les entrées depuis l'aire d'origine (le Caucase) sont peu probables, mais les populations existantes en France ou dans les pays limitrophes constituent des sources notables de propagules. L'espèce envahit des milieux perturbés par l'homme ainsi que des milieux rivulaires, d'où elle peut se disperser par hydrochorie. En dehors de ces milieux rivulaires, la progression de l'espèce est relativement peu rapide, et la dispersion dépend des activités humaines (transport de terre, échanges de graines entre personnes, dispersion le long de voies de communications, etc.).

Les impacts principaux sont liés aux phytodermatites, causées par le contact avec la sève. Les cas peuvent être graves, mêmes s'ils semblent actuellement peu fréquents à l'échelle du territoire français. La berce du Caucase présente aussi des impacts importants sur la flore et le sol, localement. Il est cependant peu fréquent que l'espèce envahisse des milieux naturels non perturbés.

Le risque phytosanitaire engendré par la berce du Caucase est considéré comme inacceptable², et il est important de souligner l'obligation légale des États membres d'agir en vue d'enrayer la progression de l'espèce.

Le système national de surveillance des espèces exotiques envahissantes devrait permettre de mettre à jour la distribution de l'espèce. De nombreuses méthodes de lutte sont disponibles, notamment pour éradiquer les populations considérées comme prioritaires (risque important de dispersion, exposition des populations humaines, etc.). Dans les cas où l'éradication ne serait pas

¹ NIMP 11. 2013 Analyse de risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine. Rome, CIPV, FAO.

² Défini au sens la NIMP 11.

envisagée, le contrôle aura pour objectif de contenir ou d'affaiblir les populations en épuisant la banque de graines du sol tout en empêchant la fructification.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions du groupe de travail et du CES et recommande que :

- (i) Un système national de surveillance de la berce du Caucase soit mis en place dans l'objectif d'une mise à jour régulière du zonage de risque ;
- (ii) Les méthodes de lutte disponibles soient utilisées pour éradiquer les populations jugées prioritaires (exposition de populations humaines, zone favorable et faiblement envahie) ;
- (iii) Dans les cas où l'éradication ne serait pas envisageable, le contrôle de la berce du Caucase ait pour objectif de contenir ou d'affaiblir les populations en épuisant la banque de graines du sol tout en empêchant la fructification des plantes.

Dr Roger Genet

MOTS-CLÉS

Heracleum mantegazzianum, berce du Caucase, analyse de risque phytosanitaire.

Heracleum mantegazzianum, giant hogweed, pest risk assessment.

Saisine relative à la réalisation d'une analyse de risque portant sur la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) et à l'élaboration de recommandations de gestion

Saisine « 2016-SA-0066 ARP Berce du Caucase »

**RAPPORT
d'expertise collective**

« Comité d'experts spécialisé Risques Biologiques pour la Santé des Végétaux »

« Groupe de travail Plantes Exotiques Envahissantes »

Novembre 2018

Mots clés

Heracleum mantegazzianum, berce du Caucase, analyse de risque phytosanitaire.

Heracleum mantegazzianum, giant hogweed, pest risk assessment.

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Président

M. Arnaud MONTY – Chargé de cours, Université de Liège, Écologie des plantes envahissantes

Membres

M. Arnaud ALBERT – Chargé de mission, AFB, Écologie des plantes envahissantes

M. Guillaume FRIED – Chargé de projet scientifique, ANSES, Malherbologie

.....

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis et adoptés par le CES suivant :

- CES Risques Biologiques pour la santé des Végétaux

Président

M. Thomas LE BOURGEOIS – Directeur de recherche, CIRAD, Malherbologie

Membres

Mme Marie-Hélène BALESSENT – Directrice de recherche, INRA, Mycologie

Mme Françoise BINET – Directrice de recherche, CNRS, Ecologie fonctionnelle

M. Antonio BIONDI – Chercheur, Université de Catane, Entomologiste

M. Philippe CASTAGNONE – Directeur de recherche, INRA, Nématologie

M. Christophe CLEMENT – Professeur, Université de Reims, Biologie et Physiologie végétale

Mme Péninna DEBERDT – Chargé de recherche, CIRAD, Phytopathologie

M. Nicolas DESNEUX – Directeur de recherche, INRA, Écotoxicologie

Mme DESPREZ LOUSTAU – Directrice de recherche, INRA, Mycologie

M. Abraham ESCOBAR-GUTIERREZ – Directeur de recherche, INRA, Agronomie

M. Laurent GENTZBITTEL – Professeur, ENSAT, Génétique de l'interaction plante microorganisme

M. Hervé JACTEL – Directeur de recherche, INRA, entomologiste forestier

M. David MAKOWSKI – Directeur de recherche, INRA, Agronomie

M. Arnaud MONTY – Chargé de cours, Université de Liège, Écologie des plantes envahissantes

Mme Maria NAVAJAS – Directrice de recherche, INRA, Acarologie

M. Xavier NESME – Ingénieur de recherche, INRA, Bactériologie

M. Stéphan STEYER – Attaché scientifique, CRA-W, Virologie

M. Éric VERDIN – Ingénieur de recherche, INRA, Virologie

M. François VERHEGGEN – Chargé de cours, Université de Liège, Entomologie

M. Thierry WETZEL – DLR Rheinpfalz, Institute of Plant Protection, Virologie

.....

RAPPORTEUR

M. Jean-Pierre ROSSI – Directeur de recherche, INRA, Modélisation climatique

.....

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

M. Xavier TASSUS – Coordinateur scientifique d'expertise – Anses

Contribution scientifique

Mme Pauline De JERPHANION – Responsable de projet – Anses

CONTRIBUTIONS EXTÉRIEURES AU(X) COLLECTIF(S)

Objet de la contribution : « Présentation du plan berce Wallonie » ; M. Étienne BRANQUART – Attaché scientifique – Service Public de Wallonie.

Objet de la contribution : « Taxonomie d'*Heracleum mantegazzianum* » ; M. Jean-Pierre REDURON – Botaniste – Via Apia.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
Sigles et abréviations	7
Liste des tableaux	7
Liste des figures	7
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise.....	8
1.1 Contexte	8
1.2 Objet de la saisine	8
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation	8
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts.	9
2 Analyse des risques phytosanitaires et recommandation de mesures de gestion	10
2.1 Introduction	10
2.1.1 Taxonomie et position de <i>Heracleum mantegazzianum</i> au sein du genre <i>Heracleum</i>	10
2.1.2 Description de l'espèce.....	10
2.1.3 Distribution géographique de <i>H. mantegazzianum</i>	13
2.1.4 Histoire de l'introduction en France	13
2.2 Évaluation des risques	14
2.2.1 Entrée.....	14
2.2.1.1 Entrées humaines volontaires	14
2.2.1.2 Entrées humaines involontaires	14
2.2.1.3 Entrées naturelles	14
2.2.1.4 Conclusion sur l'entrée.....	14
2.2.2 Établissement	15
2.2.2.1 Climat.....	15
2.2.2.2 Habitats	18
2.2.2.3 Conditions abiotiques et biotiques favorables	20
2.2.2.4 Conclusion sur l'établissement.....	21
2.2.3 Reproduction et dissémination	21
2.2.3.1 Reproduction	21
2.2.3.2 Dissémination.....	21
2.2.3.3 Conclusion sur la reproduction et la dissémination	22
2.2.4 Impacts.....	22
2.2.4.1 Impacts sur les communautés végétales	22
2.2.4.2 Impacts sur les services écosystémiques	23
2.2.4.3 Impacts socio-économiques.....	23
2.2.4.4 Conclusion sur les impacts.....	24
2.2.5 Évaluation globale du risque.....	24
2.3 Gestion des risques	24
2.3.1 Méthodes de lutte	24
2.3.1.1 Lutte mécanique.....	26
2.3.1.2 Lutte chimique.....	27
2.3.1.3 Lutte biologique	27
2.3.2 Gestion des déchets verts et des terres contaminées.....	28
2.3.3 Stratégie de gestion sur le territoire français	28

2.3.3.1	Approche à l'échelle française.....	28
2.3.3.2	Approche à l'échelle locale.....	30
2.3.3.3	Prévention.....	30
2.3.3.4	Surveillance.....	31
2.3.3.5	Éradication.....	31
2.3.3.6	Contrôle.....	32
2.3.3.7	Restauration.....	32
3	Conclusions du groupe de travail.....	34
4	Bibliographie.....	35
4.1	Publications.....	35
4.2	Législation et réglementation.....	40
	ANNEXES.....	42
	Annexe 1 : Lettre de saisine.....	43
	Annexe 2 : Distribution géographique potentielle d'<i>Heracleum mantegazzianum</i> (Jean-Pierre ROSSI).....	45

Sigles et abréviations

CES : Comité d'experts spécialisés

EEE : Espèces Exotiques Envahissantes

UE : Union Européenne

Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des méthodes considérées comme efficaces pour lutter contre la berce du Caucase, en fonction de la taille de la population considérée et des contraintes liées à l'utilisation d'herbicides et de machines. Il est considéré que les herbicides et la machinerie lourde sont à proscrire en zone de fort intérêt écologique, et que le pâturage n'y est possible que sous certaines conditions (faible densité de bétail, par exemple). _____ 26

Tableau 2 : Synthèse de l'approche combinée de la stratégie de gestion de la berce du Caucase (pour les détails voir dans le texte). _____ 32

Liste des figures

Figure 1 : Photos de la berce du Caucase (G. Fried, Anses). _____ 12

Figure 2 : Probabilité d'établissement d'*Heracleum mantegazzianum* en France d'après la relation entre les données d'occurrence et les trois variables climatiques retenues. _____ 16

Figure 3 : Probabilité d'établissement d'*H. mantegazzianum* en France selon trois classes de probabilité. _____ 17

Figure 4 : Présence/absence potentielle d'*H. mantegazzianum* obtenue à partir de la probabilité d'établissement en utilisant le seuil pour lequel la *true skill statistique* (TSS) est maximum. 18

Figure 5 : Evolution de l'habitat occupé par la berce du Caucase, *H. mantegazzianum*, entre le début du 20^{ème} siècle et 2009. _____ 19

Figure 6 : Représentation des zones de risque. _____ 29

1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise

1.1 Contexte

Depuis la saisine du 1^{er} avril 2016 pour la réalisation d'une analyse de risques portant sur la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) pour pouvoir proposer éventuellement l'inscription de cette espèce sur la liste réglementaire européenne des espèces exotiques envahissantes (EEE), *H. mantegazzianum* a finalement été inscrite le 12 juillet 2017 par la Commission européenne sur la liste des EEE préoccupantes pour l'UE, grâce à l'adoption du règlement d'exécution 2017/1263. Cette liste, actuellement composée de 49 espèces, est la base pour la mise en œuvre du règlement européen n° 1143/2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des EEE, qui contraint les États membres à mettre en place des actions de prévention, d'évaluation, de connaissance, de surveillance, de régulation, de contrôle, de communication et de sensibilisation vis-à-vis de ces EEE. *H. mantegazzianum* est par conséquent également inscrite dans l'arrêté interministériel français du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain, interdisant plusieurs activités (introduction, détention, transport, utilisation, échange, vente, achat, etc.).

1.2 Objet de la saisine

Cette présente expertise a pour objectif de synthétiser les connaissances et d'évaluer les risques portant sur la berce du Caucase (*H. mantegazzianum*) au regard de la situation française, tout en fournissant des recommandations de gestion sur le territoire national.

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'Anses a confié au comité d'experts spécialisé (CES) au groupe de travail « Plantes Exotiques Envahissantes », rattaché au comité d'experts spécialisé « Risques Biologiques pour la Santé des Végétaux » l'instruction de cette saisine.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES (tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques). Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires.

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – prescriptions générales de compétence pour une expertise (mai 2003) ».

Le rapport d'expertise collective a été réalisé en suivant les préconisations de la norme internationale phytosanitaire 11 « Analyse du risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine »¹.

¹ NIMP 11. 2013 Analyse de risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine. Rome, CIPV, FAO.

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet de l'agence (www.anses.fr).

2 Analyse des risques phytosanitaires et recommandation de mesures de gestion

2.1 Introduction

2.1.1 Taxonomie et position de *Heracleum mantegazzianum* au sein du genre *Heracleum*

La berce du Caucase a pour nom scientifique *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. Le nom fait référence à Paolo Mantegazza (1831-1910), médecin, dermatologue, ethnologue et homme politique italien. Les noms vernaculaires suivants sont aussi utilisés : berce de Mantegazza, berce géante du Caucase.

Le genre *Heracleum* L. (Apiaceae) comprend 130 espèces environ, réparties dans les zones tempérées d'Europe, d'Asie, d'Afrique et d'Amérique du Nord. Les parties du monde qui ont la plus grande diversité en espèces sont la Chine et le Caucase. L'Europe compte huit espèces indigènes selon *Flora Europaea*, dont deux espèces sont citées pour la France (Tutin, 1968) : *Heracleum pumilum* Vill., qui est une espèce endémique de France, localisée dans les Alpes du Sud-est de la France, et *Heracleum sphondylium* L., qui au sens large, est une espèce largement répandue en Europe et très variable. Cette variabilité a fait l'objet de la description de nombreux taxons à l'échelle infraspécifique (position de Euro+Med (2006) qui distingue 16 sous-espèces au sein de *H. sphondylium*) ou à l'échelle spécifique (considérant que ces taxons appartiennent au groupe de *H. sphondylium*). En France, on considère *H. sphondylium* comme un groupe de taxons proches, dont cinq sont présents en France : trois taxons de montagne (*H. alpinum*, *H. pyrenaicum*, *H. sphondylium* subsp. *elegans*) et deux taxons de plaine (*H. sibiricum*, *H. sphondylium* subsp. *sphondylium*) (Reduron, 2007).

Parmi les espèces introduites en Europe, certaines sont qualifiées de berces géantes du fait de leur taille pouvant communément atteindre 4-5 m de hauteur. Ces espèces appartiennent à un complexe d'une dizaine d'espèces (section *Pubescentia* du genre *Heracleum* ; Jahodová *et al.*, 2007). La taxonomie de ce groupe reste sujette à débat du fait de la complexité du genre, de la faible représentation des plantes de grandes tailles dans les herbiers, et du manque d'observations de terrain. Trois espèces de berces géantes sont devenues envahissantes dans leurs zones d'introduction en Europe : *H. mantegazzianum*, Sommier & Levier, *H. sosnowskyi* Manden. (berce de Sosnowsky) et *H. persicum* Desf. ex Fischer (berce de Perse). Toutes les trois sont maintenant réglementées aux niveaux européen et français en tant qu'EEE. D'après les travaux de Jahodová *et al.* (2007), le taxon naturalisé en France correspond bien à *Heracleum mantegazzianum*, ce qui est confirmé par Jean-Pierre Reduron (2007), botaniste français, spécialiste des Ombellifères.

2.1.2 Description de l'espèce

Heracleum mantegazzianum est une plante pérenne, peu velue, atteignant 2 à 3 m voire 5 m de hauteur.

Elle produit une **racine** pivotante épaisse et ramifiée qui atteint 45 à 60 cm de profondeur. La partie supérieure de la racine peut atteindre 15 cm de diamètre et devient lignifiée lorsque la plante atteint le stade de la floraison.

H. mantegazzianum se caractérise par un port en rosette très ample pendant les premières années de vie (fig. 1a), avant floraison. Une fois la plante en fleurs, la **tige** est robuste, pouvant

atteindre jusqu'à 10 cm de diamètre, cannelée et creuse, souvent tachetée de pourpre et couverte de poils.

Les **feuilles** sont alternes, pétiolées, une fois divisées en segments ovales-allongés (fig. 1a). Ces segments sont eux-mêmes lobés-pennés en lobes se terminant en pointe (acuminés), à marge dentée, glabres ou faiblement pubescentes sur la face inférieure. Le pétiole de la feuille est rond et s'insère sur la tige par une gaine très renflée.

Les **fleurs** sont disposées en ombelles composées (fig. 1b). Les fleurs sont formées de 5 pétales blancs. Les pétales externes des fleurs situées à la circonférence de l'ombelle sont dits rayonnants (nettement plus grands que ceux des fleurs du centre) et profondément biflobés. L'ombelle principale est de très grande taille, pouvant atteindre 50-60 cm de diamètre et comptant généralement de 50 à 120 rayons de 10-40 cm de long. Les ombelles secondaires (jusqu'à 8) dépassent souvent l'ombelle principale (fig. 1c). La floraison intervient de juillet à août, après plusieurs années (généralement une à quatre) passées au stade végétatif (Pergl *et al.*, 2006 ; Reduron, 2007).

Le **fruit** mesure (5-)10-11(16,5) mm, il est faiblement scabre (rugueux) sur les marges mais glabre ou à poils épars sur la face dorsale. À maturité (sec), il est pourvu de vésicules allongées, très foncées, bien visibles (vittae) en forme de massue à l'extrémité.




	<p>Figure 1a : Feuilles</p>
	<p>Figure 1b : Population</p>
	<p>Figure 1c : Plante en fleur</p>

Figure 1 : Photos de la berce du Caucase (G. Fried, Anses).

2.1.3 Distribution géographique de *H. mantegazzianum*

Heracleum mantegazzianum est originaire de la région du Caucase. On retrouve originellement les populations de l'espèce sur les pentes de la partie occidentale du Grand Caucase, en Russie méridionale et en Géorgie. L'espèce a été introduite dans de nombreuses parties du monde.

En Europe, elle est présente en régions alpine, boréale, atlantique, continentale et pannonienne (Pyšek *et al.*, 1998 ; EPPO 2018), mais ne semble pas persister dans les régions plus chaudes et sèches (Nielsen *et al.*, 2005 ; Jahodová *et al.*, 2007 ; Pergl *et al.*, 2006 ; EPPO 2018). On la retrouve notamment en Autriche, Pologne, Belgique, Royaume-Uni, République Tchèque, Slovaquie, Danemark, Finlande, Allemagne, Irlande, Suisse, Pays-Bas, Hongrie, Italie, Norvège, Suède, Liechtenstein, Luxembourg, Russie (partie occidentale), Estonie et France (Tiley *et al.*, 1996 ; Hassler, 2018). La berce du Caucase est considérée comme une plante exotique envahissante problématique dans la plupart des pays européens où elle a été introduite (Brummitt, 1968 ; Tiley *et al.*, 1996 ; EPPO, 2018). En France, l'espèce est présente dans le nord et l'est du territoire, et particulièrement abondante dans les Alpes et les Hauts-de-France. Elle est absente ou presque de la région méditerranéenne (où elle craint la saison sèche) et d'une large partie du Sud-Ouest et de la façade Atlantique au sud de la Bretagne (Fried, 2017). Elle semble absente de Corse.

La berce du Caucase est aussi présente en Amérique du Nord, aux États-Unis (Connecticut, Illinois, Indiana, Maine, Maryland, Massachusetts, Michigan, New York, New England, Oregon, Pennsylvania, Vermont, Washington) et au Canada (Colombie britannique, Ontario, Québec, Terre-Neuve), ainsi qu'en Nouvelle-Zélande et en Australie (GBIF, 2017).

2.1.4 Histoire de l'introduction en France

L'espèce a été introduite délibérément pour l'ornementation en Europe du Nord et de l'Ouest au XIXe siècle dans de nombreux pays (France, Allemagne, Royaume-Uni, Pays-Bas, Irlande, etc.), mais aussi au XXe siècle dans d'autres pays (Belgique, Luxembourg, etc.). De plus fortes densités sont ainsi rencontrées dans les pays ayant fait l'objet d'introductions anciennes (Pergl et Branquart, 2015).

Plus précisément, plusieurs expéditions britanniques eurent lieu dans la région du Caucase au cours du XIXe siècle, avec une mention d'introduction de l'espèce en 1817 au Jardin botanique de Kew (EPPO, 2018), et avec une première mention de sa naturalisation en 1828 au Royaume-Uni (FCBN, 2009). En 1890, Emile Levier et Stephan Sommier récoltèrent des graines de l'espèce dans le Caucase, qu'ils ramenèrent en Suisse, pour l'identifier plus tard sous le nom d'*H. mantegazzianum* Sommier & Levier, 1895 (Perrier, 2001).

Elle fut cultivée principalement comme plante ornementale dans les jardins botaniques européens. Puis elle a été distribuée largement dans les parcs (FCBN, 2009). Elle a été importée de manière répétée depuis le début du XIXe siècle (EPPO, 2018). Sa floraison importante attirant de nombreux insectes, cette plante mellifère fut probablement également utilisée de manière opportuniste en apiculture. Il est rapporté que cette plante a été largement semée en Suisse par les apiculteurs pour augmenter les ressources en nourriture pour les abeilles (Westbrooks, 1991).

En France, la plante aurait été introduite vers 1880 (Fournier, 1937). Elle s'échappa rapidement dans la nature à partir de cultures et de jardins. Selon Hoff (2012) en Alsace « la première citation de cette espèce dans le Bas-Rhin date de 1886. Elle était probablement cultivée par un horticulteur à Niederbronn-les-Bains. Elle a été revue dans cette localité dans les années 1930. Elle est citée au Jardin Botanique du Col de Saverne en 1936 et dans les environs du jardin en 1962. Ensuite, elle est observée à La Petite Pierre en 1982, à Stattmatten en 1987 et à Rhinau en 1995. Depuis l'an 2000, elle a été revue dans sept localités différentes. »

Elle semblait en effet déjà naturalisée en France dès les années 1890, d'abord dans le quart nord-est du pays. Après une période de latence de près d'un siècle (Muller, 2004), elle devint envahissante à partir du milieu du XXe siècle (années 1950-1960), à partir de jardins de

particuliers et de prairies aménagées par les apiculteurs. Maintenant, l'expansion se fait surtout le long des cours d'eau, mais aussi le long des routes et des voies ferrées, par dispersion naturelle et/ou anthropique, selon l'échelle spatiale considérée (Pyšek *et al.*, 2008).

2.2 Évaluation des risques

2.2.1 Entrée

Actuellement, des entrées à partir du Caucase sont fortement improbables, mais des entrées dites « secondaires », à partir d'autres pays en Europe, sont néanmoins possibles (Pyšek *et al.*, 2008).

2.2.1.1 Entrées humaines volontaires

De nouvelles introductions en France par le commerce sont probablement très limitées et peu importantes car elles seraient illégales du fait que l'espèce est maintenant inscrite sur la liste réglementaire européenne depuis 2017, interdisant ainsi sa production, sa distribution et son utilisation au sein de l'UE (Règlement (UE) n° 1143/2014; Arrêté du 14 février 2018).

De plus, il est à noter que l'interprofession horticole et paysagère française, Val'Hor, préconise déjà depuis quelques années son interdiction aux entreprises ayant signé volontairement le « code de conduite professionnel relatif aux plantes exotiques envahissantes en France métropolitaine » (Manceau, 2015).

De même, la plante n'est quasiment pas commercialisée et elle est absente des rayonnages des enseignes de distribution spécialisée (Manceau, 2015). Elle peut se trouver ponctuellement sur certains sites internet d'horticulteurs étrangers (FCBN, 2009).

Néanmoins, des introductions secondaires à partir d'autres pays sont possibles via des échanges de graines entre particuliers. En effet, étant peu commercialisée auparavant, la plante se diffuse aujourd'hui principalement par le biais de réseaux d'échanges de graines, pour l'ornementation ou pour l'apiculture.

Selon Manceau (2015), l'espèce connaît en effet des usages « emblématiques », de par sa taille et sa forme (architecture du paysage et inspiration artistique (Manceau, 2015)).

Par ailleurs, elle est utilisée à des fins culinaires : épice en Iran (Westbrooks, 1991), soupe en Pologne, boisson pétillante et légèrement alcoolisée en Russie (Couplan, 2015).

2.2.1.2 Entrées humaines involontaires

Des introductions secondaires à partir de pays frontaliers sont possibles par des activités humaines accidentelles. Le transport et l'utilisation de sols contaminés, par exemple pour la construction des bords de routes ou des voies ferrées, seraient la principale voie d'introduction involontaire. D'autres voies d'entrées sont parfois citées comme les véhicules (Lundström, 1984), l'utilisation d'ombelles en décoration florale (Moravcova *et al.*, 2007), les lots de graines de cumin (Westbrooks, 1991).

2.2.1.3 Entrées naturelles

Des entrées depuis les pays frontaliers sont possibles par voie naturelle notamment le long des cours d'eau.

2.2.1.4 Conclusion sur l'entrée

La probabilité de nouvelles entrées de l'espèce sur le territoire national est considérée comme faible notamment du fait de l'interdiction du transport, de la vente et de l'utilisation de l'espèce à l'échelle de l'UE et même si l'espèce est largement répandue dans des pays frontaliers. L'incertitude est modérée car les futures entrées dépendront de l'application du règlement à

l'échelle française, de la lutte contre l'espèce dans les pays frontaliers, ainsi que de l'évolution de la perception de la plante par le grand public.

2.2.2 Établissement

2.2.2.1 Climat

Dans sa zone d'origine dans le Caucase, *H. mantegazzianum* est présente de l'étage collinéen à l'étage subalpin, c'est-à-dire de 50 à 2200 m d'altitude.

Une modélisation de la niche climatique d'*H. mantegazzianum* a été réalisée en se basant sur les relations entre la distribution observée de l'espèce et trois variables climatiques (modèles corrélatifs). Les variables climatiques retenues sont celles considérées comme les plus limitantes par le groupe d'experts, à savoir : i) la température moyenne du trimestre le plus froid (car les graines nécessitent une stratification par le froid pour germer), ii) le cumul des précipitations du trimestre le plus sec (car la plante souffre d'une sécheresse estivale marquée), et iii) la température moyenne du trimestre le plus chaud. Les données d'occurrence combinent trois sources de données : i) internationales avec les données GBIF (GBIF, 2017) revues et validées par le groupe d'experts, ii) européennes avec les données EASIN (Tsiamis *et al.*, en préparation), et iii) françaises avec les données CBN (Just *et al.*, 2015), sur un maillage de 2,5 minutes (soit environ 5 km² à l'équateur). Le modèle utilisé est le modèle MaxEnt ajusté (Elith *et al.*, 2001) avec un ajustement optimisé suivant Muscarella *et al.* (2014).

La Figure 2 représente une estimation de la probabilité d'établissement d'*H. mantegazzianum* en France d'après la relation entre les données d'occurrence et les trois variables climatiques retenues. Il est à noter que le niveau de précipitation durant le trimestre le plus sec explique 48% des variations, tandis que les températures moyennes du trimestre le plus froid et du trimestre le plus chaud expliquent chacune 26% des variations. Les probabilités d'établissement les plus élevées (>0,5 ; fig. 3) concernent les régions biogéographiques françaises suivantes : bassins Artois Picardie Flandre et nord du bassin Parisien ainsi que les massifs montagneux de l'étage montagnard à subalpin : le Massif central, le sud des Alpes, les Pyrénées, le Morvan et les Vosges. Les plateaux bourguignon et lorrain, le sud du Bassin parisien, le Massif armoricain, le Jura et le pourtour des Alpes ont une probabilité d'établissement moyennement favorable à l'espèce (entre 0,25 et 0,5 ; fig. 3). Enfin la région méditerranéenne, le couloir rhodanien, la vallée de la Saône et du Rhin, le Sud-Ouest et le littoral Atlantique au sud de Nantes présentent les probabilités d'établissement les plus faibles (<0,25 ; fig. 3). La Figure 4 représente la présence/absence potentielle d'*H. mantegazzianum* obtenue à partir de la carte d'estimation de la probabilité d'établissement (fig.2), mais en utilisant le seuil correspondant à la plus faible valeur de probabilité d'établissement associée à une présence de l'espèce. Il s'agit donc dans ce cas de l'enveloppe climatique intégrant toutes les occurrences de l'espèce. Cette carte indique un risque d'établissement sur une grande partie du territoire français à l'exception d'une petite frange de la région méditerranéenne.

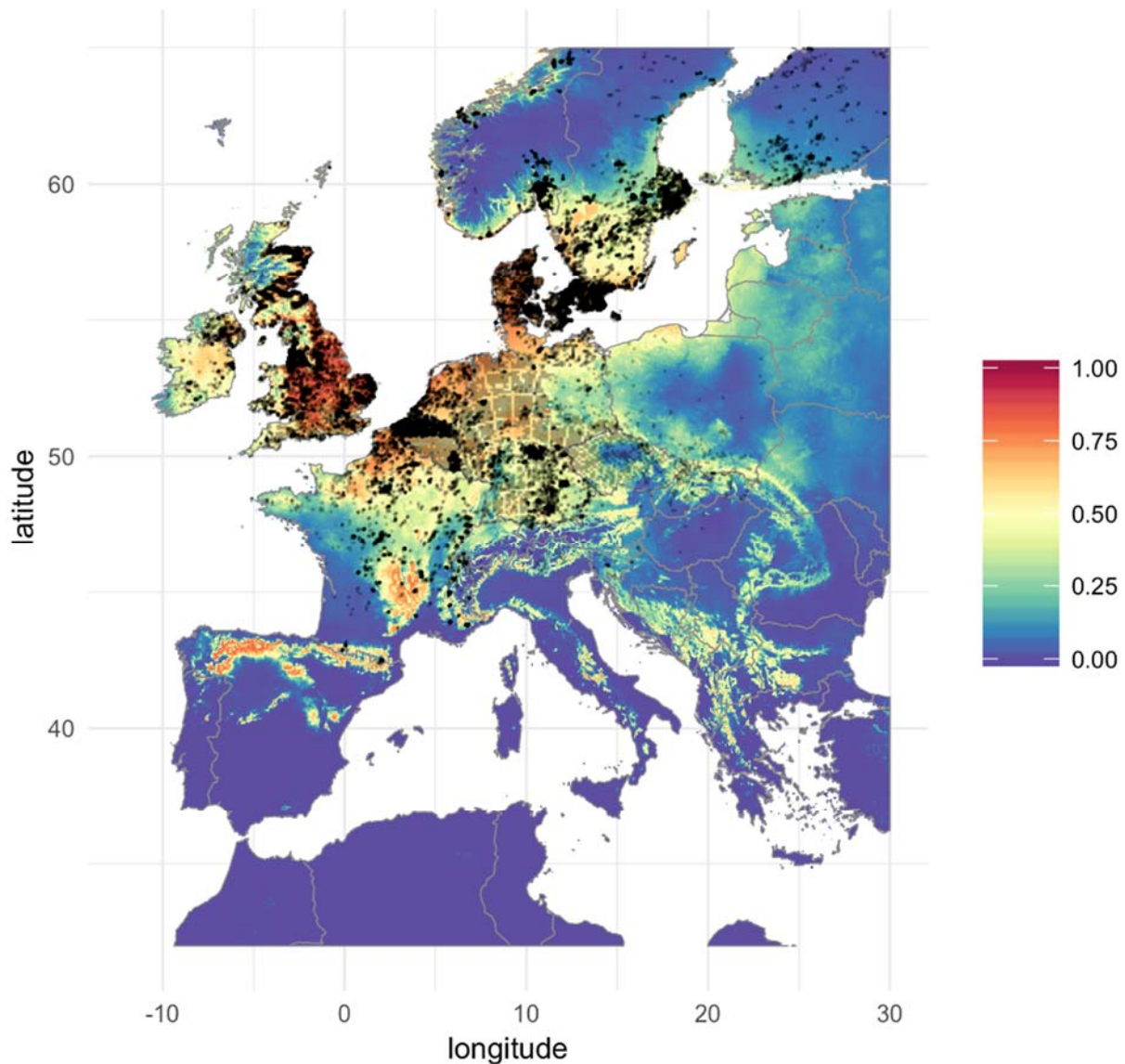


Figure 2 : Probabilité d'établissement d'*H. mantegazzianum* en France, modélisée d'après la relation entre les données d'occurrence et les trois variables climatiques retenues : température moyenne du trimestre le plus froid, cumul des précipitations du trimestre le plus sec, et température moyenne du trimestre le plus chaud. Plus l'indice est élevé, plus les conditions climatiques sont similaires à celles qui règnent dans les zones où l'espèce est déjà présente (que ces zones fassent partie de l'aire d'indigénat ou non). Les données d'occurrence (points noirs) proviennent des bases de données GBIF (GBIF, 2017), EASIN (Tsiamis et al., en préparation) et CBN (Just et al., 2015). Le modèle utilisé est le modèle MaxEnt ajusté (Elith et al., 2001) avec un ajustement optimisé suivant Muscarella et al. (2014).

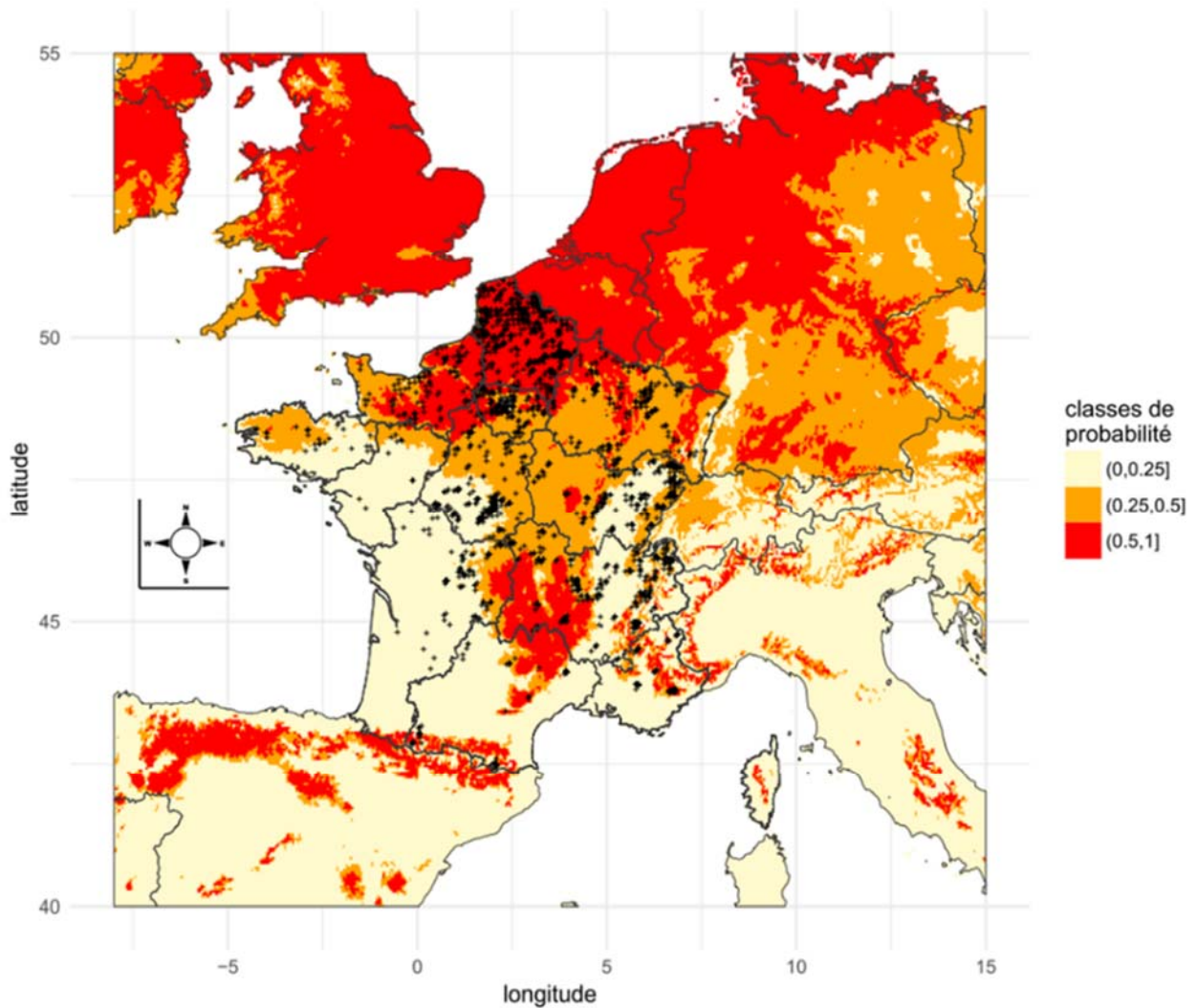


Figure 3 : Probabilité d'établissement d'*H. mantegazzianum* en France selon trois classes de probabilité : faible (probabilité de 0 à 0.25), moyenne (probabilité de 0.25 à 0.5) ou forte (probabilité de 0.5 à 1). Cette carte est une simplification de la Figure 2. Seules les données d'occurrence concernant le territoire français sont illustrées (points noirs).

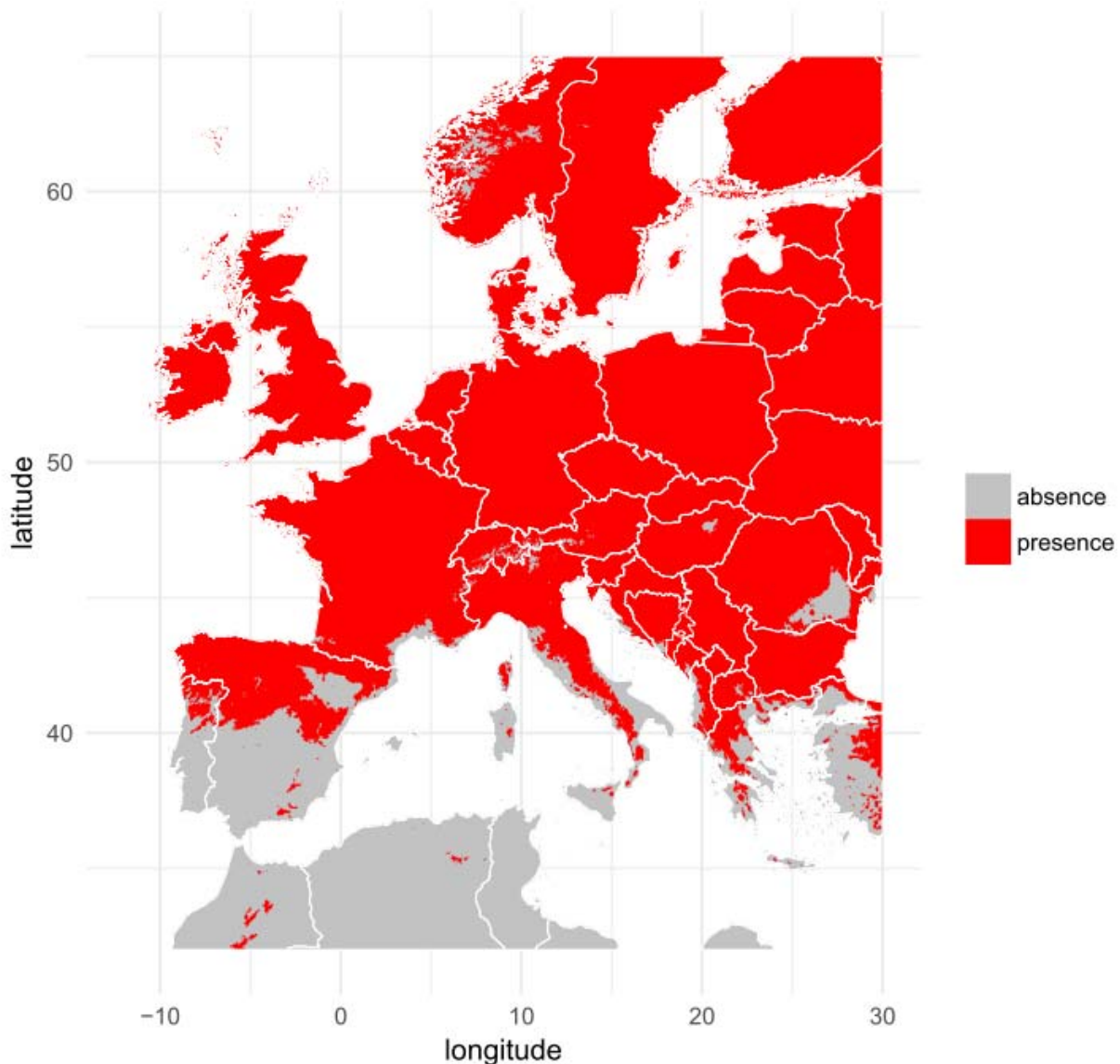


Figure 4 : Présence/absence potentielle d'*H. mantegazzianum* obtenue à partir de la carte d'estimation de la probabilité d'établissement, mais en utilisant le seuil correspondant à la plus faible valeur de probabilité d'établissement associée à une présence de l'espèce. Il s'agit donc de l'enveloppe climatique intégrant toutes les occurrences de l'espèce.

La même approche de modélisation a été utilisée avec les données climatiques suivant le scénario de changement climatique miroc 85 (source des données : worldclim database) pour les années 2050 et 2070. Ces modélisations indiquent une réduction de l'aire de distribution potentielle de *H. mantegazzianum* qui serait plus recentrée autour des massifs montagneux et d'une frange nord-ouest du territoire, de la Bretagne aux Hauts-de-France (voir Annexe 2). Ces projections sont à prendre avec beaucoup de précautions en raison des incertitudes i) autour des scénarii de changement climatique et ii) des capacités d'adaptation de *H. mantegazzianum*.

2.2.2.2 Habitats

Zone d'origine

Dans sa zone d'origine, *H. mantegazzianum* occupe les forêts alluviales des contreforts et des fonds de vallées, les clairières forestières et les prairies abandonnées de l'étage montagnard, ainsi que les mégaphorbiaies (formation végétale constituée de grandes herbes, généralement des

dicotylédones à larges feuilles et à inflorescences vives, se développant sur des sols riches et humides) de l'étage subalpin (Thiele *et al.*, 2007).

Zone d'introduction

Dans sa zone d'introduction, *H. mantegazzianum* colonise une grande variété d'habitats. Parmi les habitats les plus communs, on peut citer les structures linéaires comme les bords de routes et de voies ferrées (Thiele *et al.*, 2007). La berce du Caucase peut souvent être trouvée en lisière de forêt et sur la frange des prairies. Les habitats rudéraux récemment perturbés par les activités humaines constituent également des habitats favorables (par exemple : sablières, décharges, friches, zones de construction). Enfin, l'espèce est présente en zone urbaine, dans les jardins et les parcs.

En France, Reduron (2007) note sa présence fréquente le long des rivières ou des ruisseaux, dans les fossés, au bord des voies de communication, parfois en forêt, ou à proximité de jardins abandonnés d'où elle s'est propagée. En analysant les données françaises récoltées par les Conservatoires botaniques nationaux (CBN), Fried (2009) a montré qu'au cours des dernières décennies, les habitats préférentiellement occupés par la berce du Caucase ont changé depuis des habitats anthropiques vers des habitats plus naturels (fig. 5). L'espèce était d'abord signalée dans les jardins (où elle avait été directement plantée) ou comme échappée dans le milieu urbain environnant (friches, bords de routes, rues des villages). Au milieu du XX^{ème} siècle, les structures linéaires (routes, voies ferrées) deviennent l'habitat principal de l'espèce, ce qui a probablement favorisé son extension géographique le long de ces corridors. À partir des années 1960 elle s'introduit dans des habitats plus naturels comme les ripisylves et les berges des rivières. Durant les années 1980, des observations croissantes sont effectuées dans des mégaphorbiaies, des prairies humides ainsi qu'en lisière forestière ou dans des clairières.

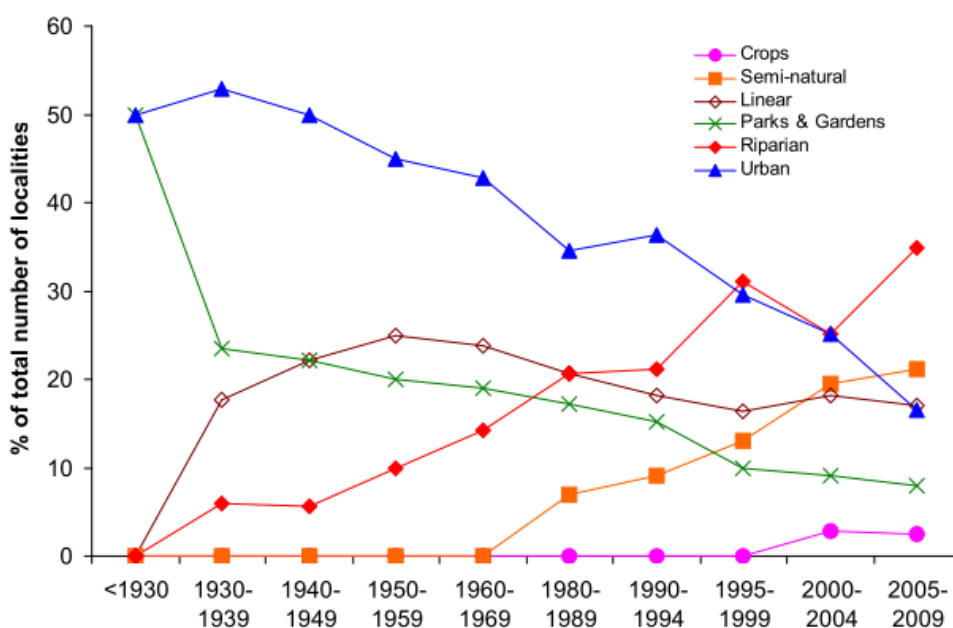


Figure 5 : Evolution de l'habitat occupé par la berce du Caucase, *H. mantegazzianum*, entre le début du XX^{ème} siècle et 2009 (Fried, 2009).

Aujourd'hui, les principaux habitats de *H. mantegazzianum* en France sont par ordre décroissant : les ripisylves, les bords de voies de communication (routes, chemins de fer), les forêts (principalement des lisières et des clairières), les prairies mésophiles à hygrophiles et les friches (Fried, 2009). La berce du Caucase a donc une amplitude d'habitat assez importante comprenant 4 des 8 grandes classes de la classification européenne des habitats (Davies *et al.*, 2004) et des

altitudes variant de 9 m à 1753 m, dans les Pyrénées. Selon Pyšek and Pyšek (1995) et Tiley *et al.* (1996), les facteurs favorables sont un sol ou un climat suffisamment humide et un substrat assez riche en azote.

Abondance

En termes d'abondance, les populations de grande taille et de densité élevée sont surtout trouvées sur les bords de routes mal gérées, dans les prairies abandonnées ou négligées et les bords de champs (Thiele *et al.*, 2007). En France, les populations importantes (>100 individus) étaient encore rares dans les années 2000 (estimées à 6% des populations selon Fried (2009)) mais plus fréquemment observées dans les ripisylves, les prairies humides et les structures linéaires. A l'inverse les habitats urbains, les parcs et les forêts présentent généralement des populations plus faibles (1 à 10 individus). Les quelques envahissements très importants (populations de plus de 1000 individus) sont observés dans les zones où l'espèce est la plus fréquente (Alpes, Hauts-de-France).

Communautés colonisées

Sur la base de 202 relevés de végétation réalisés en Allemagne (Thiele *et al.*, 2007), les communautés végétales dans lesquelles *H. mantegazzianum* est présente ont pu être classées au sein des communautés correspondant à des prairies semi-naturelles et des végétations à hautes herbes nitrophiles. *H. mantegazzianum* apparaît également dans des communautés de forêts alluviales.

Au sein des communautés de prairies semi-naturelles (*Molinio-Arrhenatheretea*), *H. mantegazzianum* occupe surtout les communautés les plus nitrophiles, mésophiles à humides. Au sein des communautés nitrophiles à hautes herbes (*Galio-Urticetea*), *H. mantegazzianum* est présente sur des sols mésophiles à humides (*Aegopodion*) ou en bord de rivières (*Calystegion*) et plus rarement dans les franges ombragées des ripisylves (*Alliarion*). La berce du Caucase est souvent retrouvée avec les espèces suivantes : *Aegepodium podagraria*, *Urtica dioica*, *Galium aparine* et *Glechoma hederacea*.

2.2.2.3 Conditions abiotiques et biotiques favorables

Les sites colonisés ne font généralement pas l'objet d'une gestion régulière. Les prairies régulièrement pâturées ou fauchées à une fréquence suffisante (fauche deux fois par an) ne sont généralement pas colonisées sauf en cas de populations sources importantes à proximité. Mais même dans ce cas, la fauche et le pâturage réduisent les performances de la plante (taille réduite, réduction ou inhibition de la production de graines, cycle de vie plus lent).

H. mantegazzianum préfère les sols profonds (>0,5 m), à capacité de rétention en eau moyenne à forte (140 à 220 mm), à teneur équilibrée ou élevée en nutriments (N, P, K, Mg, Ca). Cela démontre que pour un développement optimal, *H. mantegazzianum* a besoin de niveaux élevés d'humidité et de nutriments. Concernant le pH du sol, on peut trouver *H. mantegazzianum* sur des sols de pH de 4 à 8.5. La plante est généralement trouvée en conditions de pleine lumière, elle supporte les conditions mi-ombragées mais ne peut croître en situation d'ombrage important (Thiele *et al.*, 2007). Ainsi une canopée fermée d'arbustes ou d'arbres empêche la colonisation de la berce du Caucase.

Diverses espèces d'insectes herbivores peuvent se nourrir des tissus d'*H. mantegazzianum*, notamment des Coléoptères, des Diptères (formant des galles), des Hémiptères et des Lépidoptères (mineuses) (Hansen *et al.*, 2006b et 2007). Cependant, même si les pucerons peuvent affecter le taux de croissance de la plante (Hansen *et al.*, 2006a) et si le charançon *Liophloeus tessellatus* peut consommer significativement les racines (Burki and Nentwig, 1998), les ennemis naturels ne semblent pas induire de préjudices conséquents à la berce du Caucase (Tiley *et al.* 1996).

2.2.2.4 Conclusion sur l'établissement

La France présente des conditions climatiques et des habitats favorables à l'établissement de *H. mantegazzianum* sur une grande partie du territoire à l'exception notable des régions à climat méditerranéen, du Sud-Ouest ainsi que de la façade atlantique. L'incertitude est globalement faible du fait d'une naturalisation déjà ancienne sur une partie du territoire. L'incertitude est modérée concernant la capacité de *H. mantegazzianum* à s'adapter et à s'établir le long de la façade atlantique et dans les habitats humides sous influence méditerranéenne (bords de rivières à l'étage supra-méditerranéen).

2.2.3 Reproduction et dissémination

2.2.3.1 Reproduction

La berce du Caucase est une plante pérenne monocarpique (qui ne fleurit et fructifie qu'au cours d'un seul événement de reproduction au cours de sa vie) qui se reproduit exclusivement par graines. Après un développement sous forme de rosette pendant une à plusieurs années (jusque plus de dix ans, mais généralement entre un et quatre ans), la floraison a lieu vers juin-juillet et la mise à graine en août (Pergl *et al.*, 2006). Ensuite les graines se dispersent et la plante meurt. Les fleurs sont disposées en ombelles composées, de grande taille. Elles sont blanches, soit hermaphrodites, soit seulement mâles (Perglova *et al.*, 2007). Les fleurs hermaphrodites sont protandres (androcée fonctionnel avant le gynécée) et généralement pollinisées par les insectes, même si l'autopollinisation est possible (Perglova *et al.*, 2006 ; Stewart and Grace 1984). De nombreuses espèces d'insectes semblent impliquées dans la pollinisation, notamment des ordres *Hymenoptera* et *Diptera* (Tiley *et al.*, 1996; Perglova *et al.*, 2007). Les fruits sont des diakènes (méricarpes), dont les akènes se séparent à maturité. Ceux-ci sont elliptiques et aplatis, et mesurent de 5 à 16,5 mm de long sur 6 à 8 mm de large. Une plante peut produire entre 5 000 et 100 000 graines (Pyšek *et al.*, 1995 ; Tiley *et al.*, 1996), le plus généralement entre 10 000 et 40 000 (Perglova *et al.*, 2006 ; Tiley and Philp, 1992 ; Tyley *et al.*, 1996 ; Tiley and Philp, 2000 ; Trotter *et al.*, 2017).

Les graines germent massivement l'année suivant leur formation, entre janvier et mars, après que la dormance ait été levée par les conditions hivernales froides et humides (stratification) (Tyley *et al.*, 1996). Celles qui ne germent pas peuvent rester viables pendant cinq, voire sept années dans le sol (EPPO, 2018 ; Andersen and Calov, 1996), mais la majorité germe ou meurt dans les deux années (Moravcova *et al.*, 2007). La mortalité juvénile est souvent importante du fait de la compétition intra-spécifique (Pergl *et al.*, 2007).

La croissance rapide de la rosette qui assure une préemption rapide de la lumière, la production très importante de graines et leur germination massive l'année suivante sont des éléments du cycle de vie qui participent à former localement des populations denses et à exclure les autres espèces végétales.

2.2.3.2 Dissémination

La dissémination d'*H. mantegazzianum* est assurée par différents vecteurs : la gravité, le vent, l'eau et les activités humaines. L'importance de ces facteurs varie avec l'échelle spatiale considérée (Pergl *et al.*, 2011 ; Pyšek *et al.*, 2008).

À petite échelle spatiale, les akènes sont dispersés par la gravité et le vent. Bien que ceux-ci n'aient pas d'adaptation spécifique à l'anémochorie, la combinaison d'une hauteur de départ importante (du fait de la taille de la plante) et de la forme des akènes (aplatis et relativement légers) assure une bonne répartition des descendants à l'échelle locale, du mètre à la dizaine de mètres (Pergl *et al.*, 2011). La dispersion à courte distance est très fréquente et concernerait entre 92,5 et 99,9% des graines produites selon Pergl *et al.* (2011). Selon Nielsen *et al.* (2005), entre 60 et 90% des graines tombent à moins de 4 m de la plante-mère.

Lorsque les populations se développent le long de cours d'eau, ces derniers peuvent aider la dispersion à plus grande distance vers des habitats favorables (Walker *et al.*, 2003). L'hydrochorie constitue vraisemblablement le mode de dispersion naturelle qui permet les plus longues distances de dissémination (Moravcova *et al.*, 2007), en particulier lors de crues (Trottier *et al.*, 2017). Il a été montré que les akènes pouvaient flotter de plusieurs heures à trois jours (Dawe et White, 1979 ; Moravcova *et al.*, 2007 ; Trottier *et al.*, 2017). Les moyens de dispersion naturels de l'espèce lui permettent donc de coloniser des milieux naturels depuis les sites où l'espèce est initialement introduite, comme les jardins.

Les activités humaines jouent un rôle important dans la dissémination de l'espèce, en particulier à l'échelle régionale, voire continentale. Les graines peuvent être déplacées par les véhicules (Lundström, 1984), via l'utilisation d'ombelles pour la décoration florale (Moravcova *et al.*, 2007), comme contaminant de lots de graines (Westbrooks, 1991) ou via l'évacuation sauvage de déchets verts (Tiley *et al.*, 1996), mais surtout via les déplacements de terres contaminées et les transports volontaires de graines à des fins de semis pour l'ornement ou l'apiculture. Ces deux derniers vecteurs de dissémination sont les principaux à grande échelle spatiale. Selon différents auteurs, ce sont ces cas de déplacements à grande distance qui influent le plus sur la dynamique d'invasion (Moravcova *et al.*, 2007 ; Nehrbass *et al.*, 2007 ; Pergl *et al.*, 2011 ; Moenickes et Thiele, 2013), mais ils sont difficiles à prévoir.

À l'échelle régionale, la berce du Caucase semble toutefois avoir une progression spatiale modérée, comme l'ont montré les résultats de Thiele and Otte (2008) : le taux de saturation des milieux les plus favorables (% de surface envahie) était en Allemagne de 8,7% en 2008, soit plus de 50 années après le début de la phase d'expansion rapide de l'espèce. En République Tchèque, la progression spatiale des populations a été estimée à 10 m par an et le nombre de sites envahis a doublé tous les 14 ans environ (Pyšek *et al.*, 2007b). La situation est similaire en France. Il est à noter que la proportion d'habitats favorables dans le paysage peut fortement impacter la dynamique de dispersion de l'espèce : s'il y a de nombreux sites favorables, la probabilité qu'une graine atteigne un tel site et y forme une nouvelle population, qui pourra elle-même se disperser, est grande (Pergl *et al.*, 2011).

2.2.3.3 Conclusion sur la reproduction et la dissémination

H. mantegazzianum est capable de se reproduire très efficacement dans les zones favorables à son établissement. Sa dissémination par voie naturelle est relativement limitée sauf le long des cours d'eau et des voies de communication où elle peut être beaucoup plus rapide. Les activités humaines accélèrent sa dispersion à l'échelle régionale même si celle-ci reste relativement peu rapide. Du fait d'une littérature abondante et documentée l'incertitude est faible.

2.2.4 Impacts

2.2.4.1 Impacts sur les communautés végétales

Après son arrivée sur un site, la berce du Caucase tend à former des peuplements denses, qui excluent progressivement les autres végétaux jusqu'à devenir monospécifiques (Williamson and Forbes, 1982). La germination très précoce et le développement rapide d'une grande rosette sont des caractéristiques qui interviennent dans sa capacité à la compétition (Pyšek *et al.*, 2007a). Selon Nielsen *et al.* (2007), l'espèce modifie la composition floristique des milieux envahis, et plusieurs études (Hedja *et al.*, 2009 ; Pyšek and Pyšek, 1995) ont montré des réductions importantes de la diversité et de la densité des espèces végétales indigènes dans les sites envahis. Ces réductions, de l'ordre de 50% des espèces végétales, sont intermédiaires entre ceux observés pour *Impatiens glandulifera* (environ 15%) et *Fallopia japonica* (environ 85%) (Hedja *et al.*, 2009).

Les impacts d'*H. mantegazzianum* sur la flore dépendent cependant des habitats envahis (Thiele *et al.*, 2011). L'espèce semble surtout devenir dominante, et causer la plus grande perte de diversité spécifique, dans des végétations de début de successions écologiques à caractère

rudéral (elles-mêmes transitoires et à faible intérêt conservatoire) (Thiele and Otte, 2007). Ce type d'impact est donc à relativiser : il apparaît plutôt comme un effet de la combinaison des perturbations anthropiques, qui favorisent le développement d'une flore rudérale, avec la succession écologique qui remplace cette flore par des espèces plus grandes et compétitrices. En milieu rivulaire, la situation est différente : la berce du Caucase peut y entrer en compétition, voire exclure, une végétation plus spécifique et dès lors altérer significativement la diversité biologique de ces milieux (Wade *et al.*, 1997 ; Lundstrom, 1984). Toutefois, la berce du Caucase est rarement dominante dans des milieux de grand intérêt écologique (Thiele and Otte 2007 ; Thiele and Otte, 2006).

En plus d'un effet direct par compétition, la berce du Caucase peut influencer les conditions physico-chimiques du milieu, ce qui peut par la suite modifier la composition végétale. Vanderhoeven *et al.* (2007) ont ainsi montré une augmentation en bases échangeables, notamment le potassium et le manganèse, dans les sites envahis. Jandova *et al.* (2014) ont par ailleurs démontré que les effets de la berce du Caucase sur le sol augmentaient avec le temps de résidence, avec une augmentation de la conductivité et du phosphore échangeable au cours du temps dans les sites envahis.

2.2.4.2 Impacts sur les services écosystémiques

La berce du Caucase présente des effets sur les services écosystémiques de régulation, d'approvisionnement et socio-culturel :

- Les peuplements denses de berce du Caucase peuvent entraîner une érosion accrue des berges de cours d'eau. En effet, l'exclusion compétitive des autres espèces et l'absence de parties aériennes durant l'hiver augmentent fortement la proportion de sol nu dans les zones envahies, ce qui rend le sol sensible à l'érosion par l'eau lors d'évènement de fortes pluies et de crues (Thiele and Otte, 2007) ;
- *H. mantegazzianum* est aussi un hôte de la mouche de la carotte (*Psila rosea*) et de la pourriture blanche (*Sclerotinia sclerotiorum*) (Tiley *et al.*, 1996), et pourrait donc favoriser la persistance de ces organismes nuisibles dans les agrosystèmes (Lundstrom 1984) ;
- Par ailleurs, de nombreuses activités récréatives sont à proscrire dans les sites envahis, du fait des risques sanitaires. Ces pertes de service ont été estimées à plus d'un million de livres sterling par an au Royaume-Uni (Williams *et al.*, 2010).

2.2.4.3 Impacts socio-économiques²

La sève et les poils de la berce du Caucase contiennent des furanocoumarines, notamment des méthoxypsoralènes, qui peuvent engendrer des photo-phytodermatites après contact avec la peau ou les muqueuses des humains et autres mammifères (Reinhardt *et al.*, 2003 ; Williams *et al.*, 2010 ; Rajmis *et al.*, 2016 ; Denness *et al.*, 2013 ; Mehta and Statham, 2007 ; Chan *et al.*, 2011). Celles-ci se manifestent dès 15 minutes après exposition des organes ayant été en contact avec la plante aux rayons ultra-violet du soleil, et se poursuivent par des brûlures cutanées apparaissant entre un et trois jours après et pouvant être du premier, deuxième voire troisième degré (Chan *et al.*, 2011). Des cas de dermatites récurrentes ont aussi été documentés (Williamson et Forbes, 1982 ; Klimaszyk *et al.*, 2014). La sensibilité peut être variable en fonction des personnes (Rzymiski *et al.*, 2015). Selon Clarke (1975), la sève de la berce du Caucase aurait de plus des propriétés mutagènes. Certains composés présents dans les huiles essentielles des akènes peuvent aussi induire des risques pour les muqueuses, la peau et le système respiratoire (Jakubska-Busse *et al.*, 2013). Il est à noter que le risque de santé publique est lié au comportement des personnes puisqu'un contact direct avec la plante est nécessaire. Donc tous les

² Défini au sens de la NIMP 11 (2013)

citoyens ne sont pas soumis au même risque et certains groupes de personnes sont plus exposés (gestionnaires de terrain, pêcheurs, etc.).

Ces impacts de santé dépasseraient un coût d'un million d'euros par an en Allemagne (Reinhardt *et al.*, 2003). En France, 358 cas de phytodermatites dues à la berce ont été documentés dans les centres antipoison entre 2009 et 2015 (comm pers Marie Fiori DGS).

2.2.4.4 Conclusion sur les impacts

La berce du Caucase présente des impacts potentiellement importants, tant au niveau environnemental que socio-économique. Au niveau environnemental, même si les impacts locaux sont importants sur la flore et le sol, il est peu fréquent que l'espèce envahisse des milieux naturels non perturbés. Au niveau socio-économique les impacts principaux sont liés aux phytodermatites. Les cas peuvent être relativement graves mais sont actuellement peu fréquents à l'échelle du territoire français. Globalement la berce du Caucase est une espèce potentiellement très dommageable, mais les impacts sont actuellement modérés du fait d'une situation d'invasion encore relativement limitée, du caractère plutôt rudéral de la plante et d'une faible exposition de la population.

2.2.5 Évaluation globale du risque

Au vue de la situation actuelle et du potentiel d'établissement et d'augmentation de la densité de l'espèce, le groupe d'experts considère le risque posé par la berce du Caucase comme inacceptable³.

2.3 Gestion des risques

2.3.1 Méthodes de lutte

La reproduction de la berce du Caucase est très efficace même si la plante ne se reproduit que par voie sexuée, et ce, une seule fois au cours de la vie d'un individu (Perglova *et al.*, 2007). La majorité des graines produites germe dans les deux ans, mais certaines restent viables plus longtemps dans le sol. La probabilité d'atteindre l'éradication augmente si les mesures de lutte sont menées de façon systématique et répétée pendant 7 à 10 années consécutives (Holzmann *et al.*, 2014 ; Nicholas *et al.*, 2005), de façon à épuiser la banque de graines du sol. D'une façon plus générale, et du fait que l'éradication ne sera vraisemblablement pas envisageable partout, la gestion des populations doit avoir pour priorité d'empêcher la production et la dispersion de graines (Pysek *et al.*, 2007c).

Le contrôle⁴ des populations existantes peut se faire de façon mécanique, chimique, ou via le pâturage (Nielsen *et al.*, 2005). Les méthodes de contrôle des populations ont récemment fait l'objet de plusieurs synthèses (Pergl, 2017 ; Rajmis *et al.*, 2016 ; CABI, 2018). Le tableau ci-

³ Défini au sens de la NIMP 11 (2013)

⁴ «contrôle d'une population», toute action létale ou non létale appliquée à une population d'une espèce exotique envahissante, tout en réduisant au minimum les incidences sur les espèces non visées et leurs habitats, dans le but de maintenir le nombre des individus au niveau le plus bas possible, de sorte que, même s'il n'est pas possible d'éradiquer l'espèce, sa capacité d'invasion et ses effets néfastes sur la biodiversité, les services écosystémiques associés, la santé humaine ou l'économie soient réduits au minimum (au sens de l'article 3 du règlement (UE) n°1143/2014).

dessous (tableau 1, adapté de ces références) reprend les méthodes considérées comme efficaces, en fonction de la taille de la population et des contraintes liées à l'utilisation d'herbicides et de machines.

Tableau 1 : Synthèse des méthodes considérées comme efficaces pour lutter contre la berce du Caucase, en fonction de la taille de la population considérée et des contraintes liées à l'utilisation d'herbicides et de machines. Il est considéré que les herbicides et la machinerie lourde sont à proscrire en zone de fort intérêt écologique, et que le pâturage n'y est possible que sous certaines conditions (faible densité de bétail, par exemple).

Taille de la population	Coupe sous le collet	Fauche manuelle	Broyage mécanique	Bâchage	Herbicide (pulvérisateur à dos)	Herbicide (pulvérisateur sur machine)	Pâturage
<i>En zone de faible intérêt écologique</i>							
Petite (<100 m ²)	x				x		
Moyenne (100 à 1000 m ²)	(x)	x		x	x		x
Grande (>1000 m ²)			x			x	x
<i>En zone de fort intérêt écologique</i>							
Petite (<100 m ²)	x						
Moyenne (100 à 1000 m ²)		x		x			(x)
Grande (>1000 m ²)		x					(x)

Seules ces méthodes sont développées ici.

Du fait du risque très important de brûlure, il est primordial de porter un équipement de protection individuel lors d'interventions de lutte contre les populations, quelles qu'elles soient. L'ensemble des parties du corps doit être protégé et le personnel doit être informé des risques et des comportements à avoir en cas de contact avec la peau.

2.3.1.1 Lutte mécanique

Les jeunes individus peuvent être arrachés manuellement, mais cela devient vite impossible du fait du développement de la plante. La coupe sous le collet à l'aide d'une simple bêche, sectionnant la racine principale, est une méthode efficace permettant de tuer l'individu considéré, quelle que soit sa taille (Pysek *et al.*, 2007c). La racine doit être sectionnée à au moins 10 cm de profondeur (idéalement 15 cm), en début de saison de végétation (d'avril à juin) (Booy *et al.*, 2005). La plante, non-encore en phase de floraison, peut être laissée sur place. Dans les lieux humides, il est cependant recommandé de sortir la racine coupée du sol et de la mettre hors du contact avec le sol. Une méthode similaire peut être appliquée avec une houe, plus tôt dans la saison (mars-avril) et à moindre profondeur (5-10 cm) (Pergl *et al.*, 2016). Ces méthodes manuelles ont montré leur efficacité dans différents contextes (Tiley et Philp, 1992 ; Rajmis *et al.*, 2016). Elles sont cependant laborieuses.

La simple fauche ou le broyage sont des méthodes moins efficaces, mais elles ont l'avantage d'être facilement applicables sur de grandes surfaces. Elles ne permettent pas de tuer les individus en place, mais elles peuvent servir à épuiser la banque de graines en empêchant continuellement la production de graines pendant plusieurs années (Caffrey, 2001 ; Nielsen *et al.*, 2005 ; Pyšek *et al.*, 2007c). Il est important de noter que si la partie aérienne de l'individu est coupée en cours de la saison de végétation, il est possible que celui-ci génère de nouvelles pousses qui vont pouvoir former fleurir et fructifier. Le calendrier d'intervention est donc important : il faut commencer tôt dans la saison de végétation (bien avant la formation des premières fleurs) et continuer toutes les 4 semaines maximum jusqu'à l'automne. Les parties aériennes coupées, si elles sont déjà en fleurs (et *a fortiori*, en fruits), peuvent générer des graines viables dans les jours ou semaines qui suivent la coupe (Pyšek *et al.*, 2007c). Il y a donc lieu de détruire correctement de telles parties aériennes. Si des ombelles déjà en fruits matures doivent être coupées, il y a lieu de placer une bâche au sol pour récupérer et détruire les graines tombant lors de l'opération.

Enfin, le bâchage des zones envahies est une méthode récemment mise en avant par Suadicani *et al.* (2017). Le principe est d'ancrer fermement au sol une bâche dense et opaque en matière plastique, tôt dans la saison (février-mars). Les plantes, privées de lumière, meurent. La bâche est ensuite retirée en aout de la même année. Il est important de rapidement revégétaliser le site traité.

2.3.1.2 Lutte chimique

La lutte par herbicide est très efficace, la berce du Caucase étant sensible à un large spectre de molécules, notamment le glyphosate et le triclopyr (Williamson et Forbes, 1982 ; Nielsen *et al.*, 2007 ; Page *et al.*, 2005 ; Pergl *et al.*, 2016). L'utilisation d'herbicide sélectif, efficace contre les dicotylédones, a l'avantage de permettre aux graminées présentes sur le site de rapidement coloniser les zones traitées. L'application doit avoir lieu vers le mois de mai, pour éviter toute production de graines. L'herbicide est pulvérisé sur les plantes (au pulvérisateur à dos, ou monté sur machine), mais l'utilisation d'un injecteur est envisageable pour réduire les quantités d'herbicides répandues inutilement dans l'environnement. L'utilisation d'un injecteur est cependant plus laborieuse, ce qui réduit l'intérêt de la lutte chimique par rapport à la lutte mécanique.

Il est important de considérer les effets collatéraux des traitements herbicides et de se conformer aux différentes réglementations en vigueur avant d'envisager la mise en œuvre d'un programme de lutte chimique contre ces populations.

2.3.1.3 Lutte biologique

Le seul moyen de lutte faisant intervenir des animaux, documenté comme efficace contre la berce du Caucase, est le pâturage intensif par des moutons, voire des vaches et des porcs (Tiley *et al.*, 1996 ; Anderson and Calov ,1996 ; Lucey, 1994). Celui-ci ne permet pas l'éradication des populations en place, mais à l'instar de la fauche permet de réduire très fortement la production de biomasse et de graines. S'il est complété par une destruction manuelle systématique des inflorescences non-détruites par les animaux, il permet l'épuisement, après une dizaine d'années, de la banque de graines du sol. Un pâturage extensif, moins préjudiciable pour le milieu, peut aussi être envisagé dans les zones à fort intérêt écologique. Le choix des animaux sera à adapter au contexte local (Buttenschøn and Nielsen, 2007). Le pâturage doit commencer tôt dans la saison (printemps) et être maintenu avec une pression suffisante pour empêcher la formation d'ombelles. Il est important que les animaux aient accès à l'ensemble de la zone envahie, ou de prévoir d'autres méthodes de lutte dans les zones non-accessibles. Le pâturage peut être un moyen peu onéreux de gérer des populations importantes, mais doit faire l'objet d'une attention soutenue pour empêcher que certains individus de Berce du Caucase parviennent à fructifier. Une incertitude subsiste : la race de l'animal choisie doit être prédisposée à manger de la berce et à ne pas se brûler à son contact.

Il n'y a pas *sensu stricto* d'agent de lutte biologique pour la berce du Caucase, même si de nombreux auteurs ont discuté des possibilités d'utiliser cette approche (Fowler *et al.*, 1991 ; Fowler

and Holden, 1994 ; Burki and Nentwig, 1998 ; Cock and Seier, 2007 ; Hansen *et al.*, 2007 ; Seier and Evans, 2007). Il apparaît comme difficile de trouver des insectes ou des champignons suffisamment spécifiques pour ne pas risquer de poser des problèmes à d'autres Apiacées.

2.3.2 Gestion des déchets verts et des terres contaminées

Les déchets et résidus verts issus des opérations de régulation devront être éliminés, notamment par incinération si possible, surtout les ombelles. Ils pourront également être valorisés économiquement, par exemple en fourrage pour les races animales prédisposées, avec néanmoins un encadrement à fournir et des précautions à prendre, particulièrement en termes de risque de dissémination. Comme énoncée dans l'article 19 du règlement (UE) n°1143/2014, l'utilisation commerciale d'espèces exotiques envahissantes déjà implantées peut-être temporairement autorisée dans le cadre des mesures de gestion visant à leur éradication, au contrôle de leur population ou à leur confinement, pour autant que cela soit strictement justifié et que tous les contrôles appropriés soient mis en place pour éviter toute poursuite de leur propagation (Règlement européen, 2014). Un cadre pour ce genre d'activités lucratives est en cours d'élaboration par les autorités publiques françaises.

Il est à noter enfin que le matériel utilisé lors des opérations de lutte doit être consciencieusement nettoyé après utilisation (vêtements, équipements, machines, véhicules, etc.) pour éviter toute contamination d'autres sites par les graines. Les terres contaminées devraient être idéalement incinérées.

2.3.3 Stratégie de gestion sur le territoire français

2.3.3.1 Approche à l'échelle française

La berce du Caucase est une espèce considérée comme déjà modérément répandue sur le territoire métropolitain, avec des niveaux d'envahissement et des capacités d'établissement qui varient. Sur cette base, et pour aider à la mise en place de la stratégie de gestion de l'espèce à l'échelle nationale, le groupe de travail a proposé quatre zones (fig. 6), définies sur la base des cartes de distribution et de probabilité d'établissement :

- (I) zones favorables et fortement envahies (notamment Hauts-de-France, Normandie et Alpes) ;
- (II) zones favorables et faiblement envahies (notamment Massif central, Morvan, Vosges, Pyrénées et montagne Corse) ;
- (III) zones modérément favorables et modérément envahies (notamment Bretagne, Pays de la Loire, Rhône-Alpes et en partie Bourgogne et Centre Val de Loire) ;
- (IV) zones peu favorables et faiblement envahies (notamment façade atlantique au sud de Nantes, Sud-Ouest, PACA et Corse)

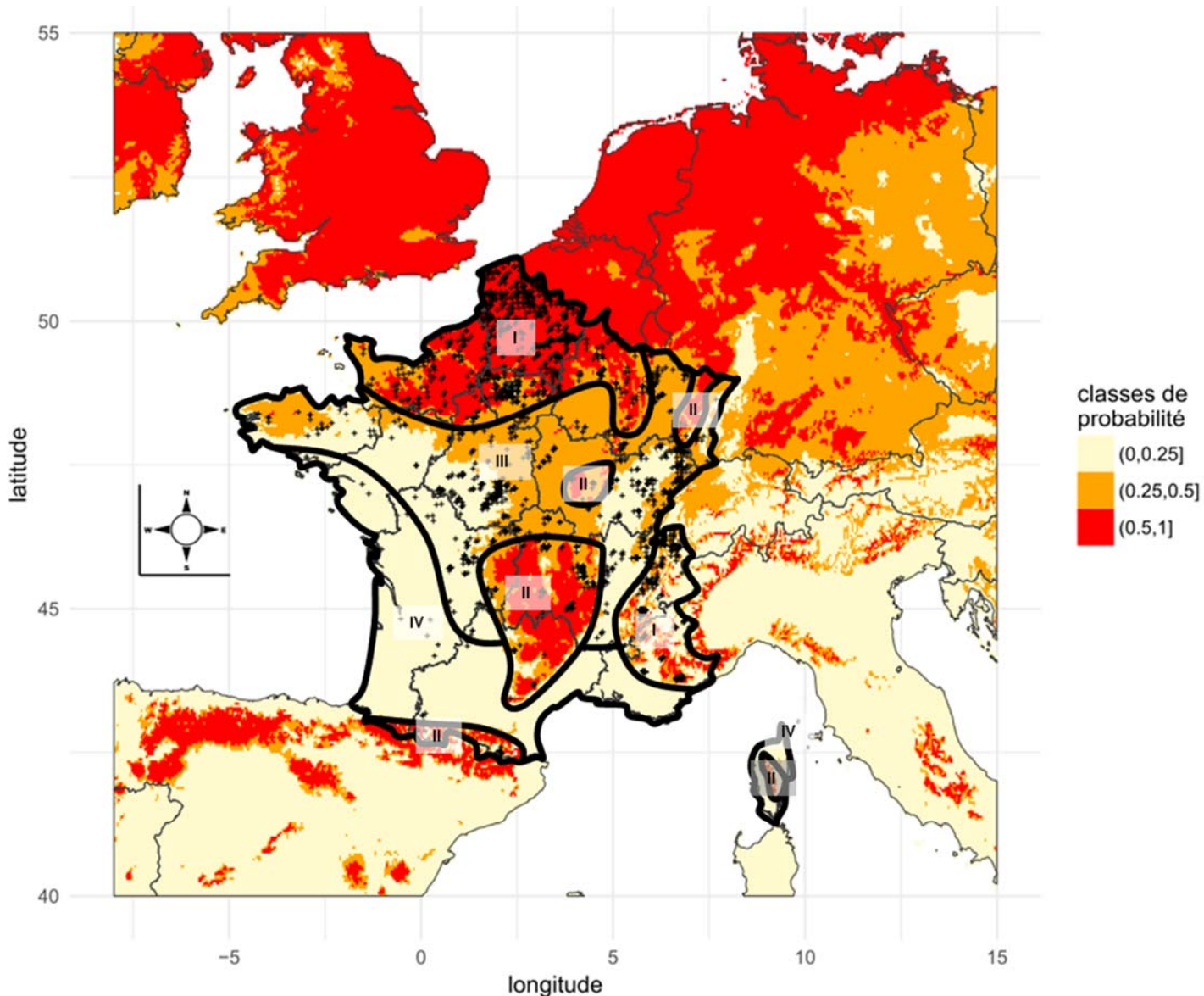


Figure 6 : Représentation des zones de risque.

Dans ces zones, des mesures de gestion différenciées pour la prévention, la surveillance, l'éradication et le contrôle devraient être considérées (Nielsen *et al.*, 2005 ; EPPO, 2018 ; Pergl, 2017 ; tab. 2).

Il est à noter que ces zones ont été tracées sur base d'un consensus entre expert, et que leurs délimitations ne sont ni précises, ni figées dans le temps. En fonction de l'évolution de l'invasion et de l'évolution des connaissances sur la répartition de l'espèce, la délimitation des zones est appelée à évoluer. Les contours de la zone III, notamment, devront vraisemblablement être revus régulièrement car cette zone est étendue et relativement variable en termes de distribution et de probabilité d'établissement.

Dans ce document, on entend par « éradication » l'élimination totale et permanente d'une population de l'espèce. On entend par « contrôle » toute action létale ou non létale appliquée à une population, tout en réduisant au minimum les incidences sur les espèces non visées et leurs habitats, dans le but de maintenir le nombre des individus au niveau le plus bas possible, de sorte que, même s'il n'est pas possible d'éradiquer l'espèce, sa capacité d'invasion et ses impacts sur la biodiversité, les services écosystémiques associés, la santé humaine ou l'économie soient réduits au minimum. Le « confinement » concerne toute action visant à empêcher qu'une population se

disperse et se propage au-delà de l'aire d'invasion. Plus largement, on entend par « gestion » toute action létale ou non létale, visant à l'éradication, au contrôle d'une population ou au confinement d'une population, tout en réduisant les incidences sur les espèces non visées et leurs habitats (article 3 du règlement européen, (UE) n°1143/2014).

L'espèce étant inscrite sur la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union européenne du règlement (UE) n°1143/2014 (Commission européenne, 2017), les différentes mesures de gestion sont rendues obligatoires, ainsi que l'interdiction d'importation, de production, de distribution, de commercialisation et d'utilisation de cette espèce au sein de l'Union européenne.

Les mesures de gestion devront être adaptées à chaque situation particulière et proportionnelles aux effets sur l'environnement. Elles reposeront sur une analyse des coûts, des faisabilités et des avantages (Règlement européen, 2014). Elles devront être efficaces et devront permettre de réduire les effets de la berce du Caucase sur la biodiversité et sur les services écosystémiques associés, ainsi que sur la santé humaine.

Pour les mettre en œuvre, une gouvernance, une coordination, une organisation et une mobilisation des acteurs sont essentielles pour assurer une réussite de la stratégie. Des formations et des accompagnements des acteurs de terrain aux mesures de gestion seront à mettre en place. L'amélioration et le développement des connaissances sur cette espèce seront à maintenir. Enfin, l'ensemble des informations produites devrait être collecté, archivé, partagé et diffusé librement.

Le Plan Berce de la Wallonie en Belgique (Branquart *et al.*, 2011) est un bon exemple à suivre en termes de stratégie. Il a réussi à réduire fortement les populations, sans toutefois atteindre l'éradication totale à l'échelle de la région. Une gestion peut donc être efficace lorsqu'elle convenablement est mise en œuvre.

2.3.3.2 Approche à l'échelle locale

À l'échelle d'un paysage ou d'une zone gérée par une même organisation locale et indépendamment de l'objectif à atteindre à l'échelle nationale, il y a lieu de gérer les populations selon un ordre de priorité (tab.2). La priorité, au niveau temporel et d'attribution des moyens, sera donnée aux populations qui :

- Sont particulièrement dispersives, c'est-à-dire établies le long de voies de communication ou de cours d'eau ;
- Représentent un risque d'exposition important pour les populations humaines (par exemple en bordure de village) ;
- Mettent en danger des habitats naturels à haute valeur conservatoire ;
- Font déjà l'objet d'initiatives de contrôle ;
- Cumulent ces différentes caractéristiques.

2.3.3.3 Prévention

La prévention devra être menée sur l'ensemble du territoire, à l'exception des zones clairement défavorables à l'établissement de l'espèce. Il faut limiter l'implantation de nouvelles populations. Les perturbations anthropiques des milieux naturels sont, comme souvent, à diminuer.

Les gestionnaires d'espaces naturels, de voies de communication et de cours d'eau devront être sensibilisés au risque de propagation involontaire de leur part (terres contaminées par exemple), il en est de même auprès des particuliers pour réduire au maximum la propagation volontaire (échanges de graines et commerce en ligne par exemple), et ce sur l'ensemble du territoire, excepté le bassin méditerranéen et la façade atlantique peu favorables. Les collectivités et les

agriculteurs sont aussi à sensibiliser. Des campagnes de communication et d'information sont donc à mettre en place, ainsi que des mesures de biosécurité sur les sites contaminés pour minimiser le risque de transport de graines.

Les pays limitrophes devraient idéalement coopérer avec la France afin d'éviter des entrées et des sorties entre pays, par voie naturelle notamment.

2.3.3.4 Surveillance

La surveillance de l'espèce devra être menée sur l'ensemble du territoire pour améliorer et accroître l'état des connaissances actuelles sur la répartition de cette espèce (actuellement sous-estimation de cette répartition). Il est important de bien connaître et évaluer la distribution afin de hiérarchiser les opérations de lutte sur cette espèce répandue, puisqu'elles ne pourront pas être menées sur l'ensemble du territoire, du fait de moyens humains et financiers limités.

Cette surveillance sera réalisée dans le cadre du système national de surveillance des espèces exotiques envahissantes (EEE) mis en place dans le cadre de l'application du règlement (UE) n°1143/2014 et de la Stratégie nationale sur les EEE. Cette espèce ne sera donc pas la seule à être suivie, elle intègre un système plus large de veille, qui permet de mutualiser et de centraliser les données d'observation, pour les rendre accessibles et utilisables par les décideurs et les gestionnaires.

Cette surveillance devra être menée prioritairement dans les zones faiblement envahies, surtout celles fortement favorables. En effet, les fronts de colonisation et les foyers d'invasion feront l'objet de mesures de détection précoce suivie d'éradication rapide sur les populations concernées (EWRR -*Early Warning and Rapid Response*) afin de limiter au maximum la progression de la berce du Caucase vers des zones encore peu colonisées (toute nouvelle population dans ces fronts devrait faire l'objet d'une tentative d'éradication, avant même la montée en floraison). De plus, les cours d'eau et les voies de communication (routières, ferroviaires et fluviales), reconnus comme sites à haut risque et corridors de dissémination de l'espèce, devraient être privilégiés en cas de campagnes de recensement. Les aires protégées doivent également recevoir une attention particulière.

Une surveillance active de la berce du Caucase par le biais de nouvelles technologies innovantes (comme la télédétection, les photos aériennes et les drones) étant rendue possible par la taille, la forme et l'originalité de cette espèce (Müllerova *et al.*, 2005 et 2013) pourrait être étudiée, ainsi que l'utilisation des sciences participatives et de signalements citoyens du fait d'une reconnaissance et d'une détectabilité plutôt faciles de l'espèce (notamment au travers du site internet ou de l'application mobile « INPN espèces ») – avec toutes les précautions à fournir aux éventuels observateurs (observer en période de floraison et ne pas s'approcher trop près de la plante). L'accès aux propriétés privées par des agents habilités devrait être facilité.

Les personnels du monde de la santé devraient être sensibilisés à la problématique de la berce du Caucase pour mieux traiter les personnes touchées et structurer l'information à des fins de détection précoce.

2.3.3.5 Éradication

L'éradication est l'objectif à atteindre pour toutes les populations dans les zones faiblement envahies (par exemple les fronts de colonisation et les stations isolées), qu'elles soient fortement ou moyennement favorables.

Elle est également l'objectif pour les populations présentes dans les zones fortement envahies, qu'elles soient fortement ou moyennement favorables, à condition que les populations puissent être éradiquées (petite taille et accès facile et jeune station et faible densité par exemple) et que les sites présentent un enjeu (proximité du public, amont de rivière, routes fréquentées, aires protégées, etc.).

L'éradication sera considérée atteinte quand aucune nouvelle plante ou repousse n'est signalée pendant plusieurs années après l'intervention, ce qui nécessite généralement des interventions répétées et suivies dans le temps (7 à 10 ans). Là où l'éradication locale et totale serait impossible ou trop coûteuse, des mesures de confinement seront à prévoir.

2.3.3.6 Contrôle

Le contrôle est l'objectif à atteindre pour les populations présentes dans les zones fortement envahies, qu'elles soient fortement ou moyennement favorables, et si les populations ne peuvent être éradiquées. Il aura pour objectif de contenir ou d'affaiblir les populations gérées, en traitant notamment la banque de graines du sol, tout en empêchant la production et la dispersion des graines vers d'autres sites (couper au minimum les inflorescences, ce qui peut être vu comme une mesure de confinement).

Une intervention retardée (voire une non-intervention) peut être un choix dans les sites moins prioritaires et pour les populations moins dispersives. Cette hiérarchisation des situations et une cohérence entre les actions nécessitent une coordination efficace, par exemple par région administrative ou par bassin hydrographique.

2.3.3.7 Restauration

Les mesures de gestion comprennent des actions de restauration appropriées, ainsi que des actions appliquées à l'écosystème récepteur afin d'accroître sa résilience aux invasions actuelles et futures (règlement (UE) n° 1143/2014). Les sites gérés devront être revégétalisés avec des espèces indigènes, idéalement d'origine locale. Dans les milieux rudéraux, une revégétalisation simple et peu coûteuse est possible, tandis que dans les milieux d'intérêt écologique, une revégétalisation avec des espèces propres à ces milieux est requise. La marque « Végétal local » de l'Agence française pour la biodiversité (AFB) peut être une source pour l'utilisation de tels végétaux (cette marque garantit la labélisation de végétaux indigènes récoltés et cultivés localement), tandis que le « code de conduite sur les plantes envahissantes » de l'interprofession horticole Val'hor peut servir de guide afin de ne pas utiliser des plantes exotiques potentiellement envahissantes.

Tableau 2 : Synthèse de l'approche combinée de la stratégie de gestion de la berce du Caucase (pour les détails voir dans le texte).

	Prévention	Surveillance	Éradication	Contrôle
Zones favorables et fortement envahies (I)	++	+	+ (population prioritaire au niveau local)	+++
Zones favorables et faiblement envahies (II)	+++	+++ (effort de détection précoce)	+++ (rapide des nouveaux foyers)	+
Zones modérément favorables et modérément envahies (III)	++	++	++ (populations prioritaires au niveau local)	++

Zones peu favorables et faiblement envahies (IV)	+	+	++	-
--	---	---	----	---

3 Conclusions du groupe de travail

La berce du Caucase, *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (Apiaceae), est une plante pérenne monocarpique. Cette plante exotique envahissante est maintenant interdite du fait de son inscription dans la liste du règlement n° 1143/2014 de l'UE. Elle est présente sur le territoire français, à des densités fortement variables en fonction des régions : déjà fréquente dans certaines zones climatiquement favorables, elle présente cependant toujours un fort potentiel d'établissement et d'augmentation de densité dans des zones à climat favorable ou moyennement favorable. Les zones méridionales et de basse altitude du territoire français, au climat plus doux et plus sec, sont peu favorables à l'établissement de l'espèce.

Les entrées depuis l'aire d'origine sont peu probables, mais les populations existantes en France ou dans les pays limitrophes constituent des sources notables de propagules. L'espèce envahit des milieux perturbés par l'homme ainsi que des milieux rivulaires, d'où elle peut se disperser par hydrochorie. En dehors de ces milieux rivulaires, la progression de l'espèce est relativement peu rapide, et la dispersion dépend des activités humaines (transport de terre, échanges de graines entre personnes, dispersion le long de voies de communications, etc.).

Les impacts principaux sont liés aux phytodermatites, causées par le contact avec la sève. Les cas peuvent être graves, même s'ils semblent actuellement peu fréquents à l'échelle du territoire français. La berce du Caucase présente aussi des impacts importants sur la flore et le sol, localement. Il est cependant peu fréquent que l'espèce envahisse des milieux naturels non perturbés.

Les membres du groupe de travail considèrent le risque phytosanitaire comme inacceptable, et soulignent l'obligation légale des États membres d'agir en vue d'enrayer la progression de l'espèce.

Le système national de surveillance des espèces exotiques envahissantes devrait permettre de mettre à jour la distribution de l'espèce. De nombreuses méthodes de lutte sont disponibles, notamment pour éradiquer les populations considérées comme prioritaires (risque important de dispersion, exposition des populations humaines, etc.). Dans les cas où l'éradication ne serait pas envisagée, le contrôle aura pour objectif de contenir ou d'affaiblir les populations en épuisant la banque de graines du sol tout en empêchant la fructification.

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail et par le comité d'experts spécialisé : 13 novembre 2018

4 Bibliographie

4.1 Publications

Anderson UV. and Calov B. (1996). Long-term effects of sheep grazing on giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). In : Caffrey JM., Barrett PRF., Murphy KJ., Wade PM., eds. Management and Ecology of Freshwater Plants. Proceedings, 9th International Symposium on Aquatic Weeds, European Weed Research Society, Dublin, 1994. Hydrobiologia, 340: 277-284.

Booy O., Cock M., Eckstein L., Hansen SO., Hattendorf J., Hüls J., Jahodová S., Krinke L., Moravcová L., Müllerová J, Nentwig W., Nielsen C., Otte A., Pergl J., Perglová I., Priekule I, Pyšek P., Ravn HA., Thiele J, Trybush S., Wittenberg R. (2005). The giant hogweed best practice manual: guidelines for the management and control of invasive weeds in Europe.

Branquart E., Barvaux C. and Büchler E. (2011). Plan de gestion coordonné des populations d'espèces invasives en Wallonie : la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*). Service Public de Wallonie.

Brummitt RK. (1968). *Heracleum* L. In : Tutin TG., Heywood VH., Burges NA., Moore DM., Valentine DH., Walters SM. and Webb DA., eds. Flora Europaea, Vol. 2. Rosaceae to Umbelliferae. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Burki C. and Nentwig W. (1998). Comparison of herbivore insect communities of *Heracleum sphondylium* and *H. mantegazzianum* in Switzerland (Spermatophyta: Apiaceae). Entomologia Generalis, 22: 147-155.

Buttenschøn RM. and Nielsen C. (2007). Control of *Heracleum mantegazzianum* by grazing. Ecology and Management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, Wallingford, 240-254.

CABI. (2018). *Heracleum mantegazzianum*. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.

Caffrey JM. and Madsen JD. (2001). The management of giant hogweed in an Irish river catchment. Journal of Aquatic Plant Management, 39: 28-33.

Chan JC., Sullivan PJ., O'Sullivan MJ. and Eadie PA. (2011). Full thickness burn caused by exposure to giant hogweed: Delayed presentation, histological features and surgical management. Journal of Plastic, Reconstructive & Aesthetic Surgery, 64(1): 128-130.

Clarke CH. (1975). Giant hogweed sap: another environmental mutagen. Mutation research, (31), 63-64.

Cock MJW. and Seier MK. (2007). The scope for biological control of giant hogweed, *Heracleum mantegazzianum*. In: Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pyšek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK: CABI, 255-271.

Couplan F. (2015). Aimez vos plantes invasives : Mangez les ! Editions Quae. 147 p.

Dawe NK. and White ER. (1979). Giant cow parsnip (*Heracleum mantegazzianum*) on Vancouver Island, British Columbia. Canadian Field Naturalist, 93: 82-83.

- Denness A., Armitage JD. and Culham A. (2013). A contribution towards the identification of the giant hogweed species (*Heracleum*, Apiaceae) naturalised in the British Isles with comments concerning their furanocoumarin content. *New Journal of Botany*, 3(3): 183-196.
- Elith J., Phillips SJ., Hastie T., Dudek M., Chee YE., and Yates CJ. (2011). A Statistical Explanation of Maxent for Ecologists. *Diversity and Distributions*, 17: 43–57.
- EPPO. (2018). EPPO Global Database (available online)
- Euro+Med (2006-2018): Euro+Med PlantBase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. Published on the Internet <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/> [accessed 30/10/2018].
- FCBN (2009). *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. 5 pp. Available at: http://www.fcbn.fr/sites/fcbn.fr/files/ressource_telechargeable/fiche_heracleum_mantegazzianum_s_r.pdf
- Fournier P. (1937). *Les Quatre Flores de la France, Corse comprise*. 2ème édition. Ed. Lechevalier, Paris.
- Fowler SV. and Holden ANG. (1994). Classical biological control for exotic invasive weeds in riparian and aquatic habitats - practice and prospects. *Ecology and management of invasive riverside plants*, 173-182.
- Fowler SV., Holden ANG. and Schroeder D. (1991). The possibilities for classical biological control of weeds of industrial and amenity land in the UK using introduced insect herbivores or plant pathogens. *Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference, Weeds*, Vol. 3: 1173-1180.
- Fried G. (2009). Changement d'habitat d'*Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) au cours de son invasion en France. XIIIème Colloque international sur la Biologie des Mauvaises Herbes. Dijon, France, 8 – 10 septembre 2009, 473-476.
- Fried G. (2017). Guide des plantes invasives. Nouvelle Edition. Collection « L'indispensable guide des...Fous de Nature! (Ed. G. Eyssartier). Editions Belin, 302 p.
- GBIF. (2017). *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2018-10-19.
- Hansen SO., Hattendorf J. and Nentwig W. (2006). Mutualistic relationship beneficial for aphids and ants on giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). *Community Ecology*, 7(1): 43-52.
- Hansen SO., Hattendorf J., Nielsen C., Wittenberg R. and Nentwig W. (2007). Herbivorous arthropods on *Heracleum mantegazzianum* in its native and invaded distribution range. In: *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)* [ed. by Pysek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK: CABI, 170-188.
- Hansen SO., Hattendorf J., Wittenberg R., Reznik SY., Nielsen C., Ravn HP. and Nentwig W. (2006). Phytophagous insects of giant hogweed *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in invaded areas of Europe and in its native area of the Caucasus. *European Journal of Entomology*, 103(2): 387-395.
- Hassler M. (2018). World Plants: Synonymic Checklists of the Vascular Plants of the World (version Dec 2017). In: Roskov Y., Abucay L., Orrell T., Nicolson D., Bailly N., Kirk P.M., Bourgoin T., DeWalt R.E., Decock W., De Wever A., Nieukerken E. van, Zarucchi J., Penev L., eds. (2018). *Species 2000 & ITIS Catalogue of Life*, 28th March 2018. Digital resource at www.catalogueoflife.org/col. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands. ISSN 2405-8858.
- Hejda M., Pysek P. and Jarosík V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3): 393-403.

- Hoff M. (2012) L'association Urtico-*Heracleum mantegazzianum* Klauck 1988 en Petite Camargue Alsacienne (Rosenau, Haut-Rhin) Bulletin de Liaison de la Société Botanique d'Alsace n° 31
- Holzmann C., Thiele J. and Buttschardt TK. (2014). Management of neophytes-the example of giant hogweed; preconditions for successful control of *Heracleum mantegazzianum*. Naturschutz und Landschaftsplanung, 46(3): 79-85.
- Jahodová Š., Fröberg L., Pyšek P., Geltman D., Trybush S. and Karp A. (2007). Taxonomy, identification, genetic relationships and distribution of large *Heracleum* species in Europe. In : Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pysek P, Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK: CABI, 1-19.
- Jakubska-Busse A., Sliwinski M. and Kobyka M. (2013). Identification of bioactive components of essential oils in *Heracleum sosnowskyi* and *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae). Archives of Biological Sciences, 65(3): 877-883.
- Jandová K., Klinerová T., Müllerová J., Pysek P., Pergl J., Cajthaml T. and Dostál P. (2014). Long-term impact of *Heracleum mantegazzianum* invasion on soil chemical and biological characteristics. Soil Biology & Biochemistry, 68: 270-278.
- Just A., Gourvil J., Millet J., Boulet V., Milon T., Mandon I. and Dutréve B. (2015). SIFlore, a dataset of geographical distribution of vascular plants covering five centuries of knowledge in France: Results of a collaborative project coordinated by the Federation of the National Botanical Conservatories. PhytoKeys, (56): 47–60. Advance online publication.
- Klimaszyk P., Klimaszyk D., Piotrowiak M. and Popioek A. (2014). Unusual complications after occupational exposure to giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): a case report. International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health, 27(1): 141-144.
- Lucey J. (1994). Records of the giant hogweed, *Heracleum mantegazzianum* Sommier and Levier, along southern Irish rivers and streams with a revised distribution map for the region. Bulletin of the Irish Biogeographical Society, 17(1): 2-6; 7.
- Lundstrom H. (1984). Giant hogweed, *Heracleum mantegazzianum*, a threat to the Swedish countryside. Weeds and weed control. 25th Swedish Weed Conference, Uppsala 2nd February 1984. Vol. 1. Reports. Sveriges Lantbruksuniversitet Uppsala Sweden, 191-200.
- Mehta AJ. and Statham BN. (2007). Phytophotodermatitis mimicking non-accidental injury or self-harm. European Journal of Pediatrics, 166: 751-752.
- Moenickes S. and Thiele J. (2013). What shapes giant hogweed invasion? Answers from a spatio-temporal model integrating multiscale monitoring data. Biological Invasions, 15(1): 61-73.
- Moravcová L., Pyšek P., Krinke L., Pergl J., Perglová I. and Thompson K. (2007). Seed germination, dispersal and seed bank in *Heracleum mantegazzianum*. In: Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pysek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK: CABI, 74-91.
- Muller S. (2004). Plantes invasives en France : état des connaissances et propositions d'actions. Collections Patrimoines Naturels (Vol. 62), 168 pp. MNHN. Paris.
- Müllerová J., Pergl J. and Pysek P. (2013). Remote sensing as a tool for monitoring plant invasions: testing the effects of data resolution and image classification approach on the detection of a model plant species *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed). International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 25: 55-65.

- Müllerová J., Pyšek P., Jarosík V. and Pergl J. (2005). Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *Journal of Applied Ecology*, 42(6): 1042-1053.
- Muscarella R., Galante P.J., Soley - Guardia M., Boria RA., Kass JM., Uriarte M. and Anderson, RP. (2014). An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11): 1198-1205.
- Nehrbass N., Winkler E., Müllerová J., Pergl J., Pyšek P. and Perglová I. (2007). A simulation model of plant invasion: long-distance dispersal determines the pattern of spread. *Biological Invasions*, 9(4): 383-395.
- Nielsen C., Ravn HP., Nentwig W. and Wade M. (2005). The giant hogweed best practice manual. Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe [ed. by Nielsen C., Ravn HP., Nentwig W., Wade M.]. Hoersholm, Denmark : Forest and Landscape Denmark, 44 pp.
- Nielsen C., Vanaga I., Treikale O. and Priekule I. (2007). Mechanical and chemical control of *Heracleum mantegazzianum* and *H. sosnowskyi*. In : Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pyšek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK : CABI, 226-239.
- Page NA., Wall RE., Darbyshire SJ. and Mulligan GA. (2006). The biology of invasive alien plants in Canada. 4. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *Canadian Journal of Plant Science*, 86(2): 569-589.
- Pergl J. (2017). Information on measures and related costs in relation to species included on the Union list: *Heracleum mantegazzianum*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission.
- Pergl J. and Branquart E. (2016). EU non native species risk analysis – Risk assessment template V1.0 (27-04-15). *Heracleum mantegazzianum*.
- Pergl J., Sádlo J., Petrusek A., Laštůvka Z., Musil J., Perglová I., Šanda R., Šefrová H., Šíma J., Vohralík V. and Pyšek P. (2016). Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota*, 28: 1-37.
- Pergl J., Müllerová J., Perglová I., Herben T. and Pyšek P. (2011). The role of long-distance seed dispersal in the local population dynamics of an invasive plant species. *Diversity and Distributions*, 17(4): 725-738.
- Pergl J., Hüls J., Perglová I., Eckstein RL., Pyšek P. and Otte A. (2007). Population dynamics of *Heracleum mantegazzianum*. In: Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pyšek P., Cock MJW, Nentwig W., Ravn HP.]. Wallingford, UK : CABI, 92-111.
- Pergl J., Perglová I., Pyšek P. and Dietz H. (2006). Population age structure and reproductive behavior of the monocarpic perennial *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in its native and invaded distribution ranges. *American Journal of Botany*, 93(7): 1018-1028.
- Pergl J. and Perglová I. (2006) Date Last Modified: September 19th, 2006. *Heracleum mantegazzianum* DAISIE factsheet.
- Perglová I., Pergl J. and Pyšek P. (2006). Flowering phenology and reproductive effort of the invasive alien plant *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia*, 78(3): 265-285.

- Perglová I., Pergl J. and Pyšek P. (2007). Reproductive ecology of *Heracleum mantegazzianum*. In: Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pyšek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK: CABI, 55-73.
- Perrier C. (2001). Une belle Caucasienne aux ambitions démesurées : la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier, Apiaceae). Bulletin de la société de botanique du Dauphiné 10: 11-14.
- Pyšek P., Cock MJW., Nentwig W. and Ravn HP. (2007a). Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pyšek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.]. Wallingford, UK: CABI, 324 pp.
- Pyšek, P., Müllerová, J., & Jarošík, V. (2007b). Historical dynamics of *Heracleum mantegazzianum* invasion at regional and local scales. Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), 42-54.
- Pyšek, P., Perglová, I., Krinke, L., Jarošík, V., Pergl, J., & Moravcová, L. (2007c). Regeneration ability of *Heracleum mantegazzianum* and implications for control. Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), 112-125.
- Pyšek P., Jarošík V., Müllerová J., Pergl J. and Wild J. (2008). Comparing the rate of invasion by *Heracleum mantegazzianum* at continental, regional, and local scales. Diversity and Distributions, 14(2): 355-363.
- Pyšek P., Kopecký M., Jarošík V. and Kotková P. (1998). The role of human density and climate in the spread of *Heracleum mantegazzianum* in the Central European landscape. Diversity & Distributions, 4(1): 9-16.
- Pyšek P. and Pyšek A. (1995). Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. Journal of Vegetation Science, 6(5): 711-718; 49.
- Rajmis S., Thiele J. and Marggraf R. (2016). A cost-benefit analysis of controlling giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) in Germany using a choice experiment approach. NeoBiota, 31 : 19-41.
- Reduron JP. (2007). Ombellifères de France (Vol. 2). Société Botanique du Centre-Ouest.
- Reinhardt F., Herle M., Bastiansen F. and Streit B. (2003). [English title not supplied]. (Okologische Folgen der Ausbreitung von Neobiota) Forschungsbericht 201 86 211. Umweltbundesamt, Germany.
- Rzymiski P., Klimaszuk P. and Poniedziałek B. (2015). Invasive giant hogweeds in Poland: risk of burns among forestry workers and plant distribution. Burns, 41(8): 1816-1822.
- Seier MK. and Evans HC. (2007). Fungal pathogens associated with *Heracleum mantegazzianum* in its native and invaded distribution range. In: Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) [ed. by Pyšek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK : CABI, 189-208.
- Stewart F. and Grace J. (1984). An experimental study of hybridization between *Heracleum mantegazzianum* Somm. & Levier and *H. Sphondylium* L. subsp. *sphondylium* (Umbelliferae). Watsonia, 15: 73-83.
- Suadicani K., Buttenschøn RM., Ravn HP. and Johannsen VK. (2017). Kæmpe-bjørneklo i Danmark – status for bekæmpelsen: Udbredelse og indsats, de anvendte metoder og deres effekt samt en analyse af samfundsøkonomien i forbindelse med bekæmpelsen. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport.

Thiele J. and Otte A. (2006). Analysis of habitats and communities invaded by *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. (Giant Hogweed) in Germany. *Phytocoenologia*, 36(2): 281-320.

Thiele J. and Otte A. (2007). Impact of *Heracleum mantegazzianum* on invaded vegetation and human activities. In: *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)* [ed. by Pysek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK: CABI, 144-156.

Thiele J. and Otte A. (2008). Invasion patterns of *Heracleum mantegazzianum* in Germany on the regional and landscape scales. *Journal for Nature Conservation*, 16(2): 61-71.

Thiele J., Otte A. and Eckstein RL. (2007). Ecological needs, habitat preferences and plant communities invaded by *Heracleum mantegazzianum*. In: *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)* [ed. by Pysek P., Cock MJW., Nentwig W., Ravn HP.] Wallingford, UK : CABI, 126-143.

Tiley GED. and Philp B. (2000). Effects of cutting flowering stems of Giant Hogweed *Heracleum mantegazzianum* on reproductive performance. *Aspects of Applied Biology*, (58), 77-80.

Tiley GED., Dodd FS. and Wade PM. (1996). *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *Journal of Ecology (Oxford)*, 84(2): 297-319; 110.

Tiley GED. and Philp B. (1992). Strategy for the control of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) on the river Ayr in Scotland. *Aspects of Applied Biology 29, Vegetation Management in Forestry, Amenity and Conservation Areas*: 463-466.

Tsiamis K., Gervasini E., Deriu I., D'Amico F., Katsanevakis S., and De Jesus Cardoso A. Baseline Distribution of species listed in the 1st update of Invasive Alien Species of Union concern. Ispra (Italy): Publications Office of the European Union ; (under preparation).

Trottier N., Groeneveld E. and Lavoie C. (2017). Giant hogweed at its northern distribution limit in North America: Experiments for a better understanding of its dispersal dynamics along rivers. *River Research and Applications*, 33(7): 1098-1106.

Tutin TG. (1968). "Flora Europaea. Vol. 2. Rosaceae to Umbelliferae." Flora Europaea.

Vanderhoeven S., Dassonville N. and Meerts P. (2007). Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil*, 275: 169-179.

Westbrooks RG. (1991). *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. Federal USDA PPQ Noxious Weed Inspection Guide. Purdue University, West Lafayette, Indiana, USA.

Williams F., Eschen R., Harris A., Djeddour D., Pratt C., Shaw RS. and Murphy ST. (2010). The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI Project N° VM10066, 1-99.

Williamson JA. and Forbes JC. (1982). Giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): its spread and control with glyphosate in amenity areas. *Proceedings British Crop Protection Conference - Weeds*, Vol. 3: 967-972.

4.2 Législation et réglementation

Arrêté du 14 février 2018 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain. *Journal Officiel de la République Française*. n°0044 du 22 février 2018 texte n° 11. NOR: TREL1704132A.

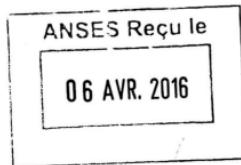
Règlement (UE) n° 1143/2014 du Parlement Européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes.

NIMP 11. 2013 Analyse de risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine. Rome, CIPV, FAO.

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

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine



2016 -SA- 0 0 6 6

MINISTÈRE DES AFFAIRES SOCIALES
ET DE LA SANTÉ

Direction générale de la santé

٠٠٣٤

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT,
DE L'ÉNERGIE ET DE LA MER

Direction générale de l'aménagement,
du logement et de la nature

Paris, le 19 FEV. 2016

Le Directeur général de la santé

Le Directeur général de l'aménagement, du
logement et de la nature

à

**Monsieur le Directeur général
de l'Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du
travail (ANSES)**

27-31 avenue du Général Leclerc
94701 Maisons-Alfort cedex

Objet : Saisine pour la réalisation d'une analyse de risques relative à la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) et pour l'élaboration de recommandations de gestion

Le 22 octobre 2014, le Parlement européen et le Conseil ont publié un règlement relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes (EEE)¹. Ce règlement prévoit, en particulier à son article 19, que les États membres mettent en place des mesures efficaces de gestion vis-à-vis d'une liste d'EEE dites préoccupantes pour l'Union qui, selon l'article 4, doit être adoptée, par voie d'actes d'exécution, par la Commission européenne début 2016. Cette liste sera régulièrement révisée. Ainsi l'inscription d'une espèce dans cette liste se traduira par la mise en place d'actions de prévention et de lutte coordonnées entre les différents États-membres de l'Union européenne, visant à réduire les impacts négatifs de ces espèces en premier lieu sur la biodiversité et les services écosystémiques ainsi que d'autres impacts négatifs éventuels dans le cas de certaines EEE pouvant entraîner des impacts sur la santé humaine et/ou des impacts économiques.

Pour toutes les espèces qui seront proposées pour la future liste susmentionnée, la Commission européenne doit disposer d'une analyse de risques respectant 14 normes qu'elle a fixées dans le rapport « Invasive alien species – framework for the identification of invasive alien species of EU concern. ENV.B.2/ETU/2013/0026 »² ainsi que 5 critères définis à l'article 4 du règlement. Pour un certain nombre d'espèces listées dans le rapport suscitée, des analyses de risques sont déjà disponibles. Pour celles n'y figurant pas et qu'un État-membre souhaiterait voir proposer dans le cadre de la révision régulière de la liste (cf. Article 4), une analyse de risque est à fournir à la Commission européenne.

La berce du Caucase ou berce de Mantegazzi (*Heracleum mantegazzianum*) est une plante vivace originaire du Caucase qui a été introduite en Europe à des fins ornementales au 19^{ème} siècle avant de devenir envahissante au cours de la seconde moitié du 20^{ème} siècle (en particulier

¹ Cf. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:JOL_2014_317_R_0003

² Cf. http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/Final%20report_12092014.pdf

en Europe centrale et du Nord). Cette espèce est capable d'investir différents milieux (jardins, zones urbaines, bords de routes et de chemins de fer, ripisylves, prairies, forêts...).

A l'heure actuelle, des populations de berce du Caucase sont présentes en France, en particulier dans les Alpes et dans le Nord où elle forme localement des peuplements abondants. On observe une progression régulière de l'espèce du Nord-Est vers le Sud-Ouest de la France et il est à craindre son expansion sur l'ensemble du territoire français en l'absence de stratégies de gestion.

Par ailleurs, la berce du Caucase fait partie des espèces visées par l'action n°12 du 3^{ème} plan national santé-environnement (PNSE 3) ; action qui vise à améliorer la gestion des risques sanitaires impliquant la faune et la flore sauvages.

Dans ce contexte et afin de pouvoir proposer éventuellement la berce du Caucase lors d'une prochaine révision de la liste européenne susmentionnée, nous vous saisissons pour la réalisation d'une analyse de risques concernant cette espèce et en considérant comme aire géographique l'ensemble du territoire de l'Union européenne. Cette analyse de risques comprendra à la fois un volet évaluation des risques incluant les impacts sur la santé humaine et les effets du changement climatique dans un avenir prévisible, et un volet gestion des risques, en suivant la méthodologie préconisée par la Commission européenne dans le cadre du règlement européen susmentionné. Afin de mettre en œuvre l'action n°12 du PNSE 3, votre expertise fournira également des recommandations visant à renforcer la gestion de cette espèce en France et améliorer la coordination des actions de gestion déjà mises en œuvre sur notre territoire.

Vous associerez notamment à vos travaux l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) et la Fédération des conservatoires botaniques nationaux (FCBN) ainsi que les autres partenaires nationaux et les partenaires internationaux travaillant dans ce domaine.

Nous vous remercions de bien vouloir nous transmettre, dans les meilleurs délais, votre proposition de contrat d'expertise comprenant notamment les modalités de traitement et de restitution des travaux dont le rendu final est attendu pour juin 2017.

Le Directeur général de la santé



Pr. Benoît VALLET

Le Directeur général de l'aménagement,
du logement et de la nature



Paul DELDUC

Copie : Inra, FCBN, Muséum national d'histoire naturelle (MNHM).

Annexe 2 : Distribution géographique potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* (Jean-Pierre ROSSI).

Distribution géographique potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

Jean-Pierre Rossi
CBGP - INRA Montpellier

2018-11-07

Table des Matières

1 Objectifs	2
2 Méthode	2
2.1 Données utilisées	2
2.1.1 Données d'occurrence	2
2.1.2 Données bioclimatiques	2
2.2 Modèles d'aire de distribution	3
3 Résultats	4
3.1 Distribution potentielle	4
3.2 Distribution potentielle et changement climatique	4
4 Conclusions	10
Références bibliographiques	10

Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

1 Objectifs

- Estimer l'aire de distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe à l'aide d'un modèle d'aire de distribution

2 Méthode

2.1 Données utilisées

2.1.1 Données d'occurrence

Les données d'occurrence utilisées ont été rassemblées et vérifiées par les participants à l'ARP réalisée sur *Heracleum mantegazzianum* en 2018 (Figure 1).

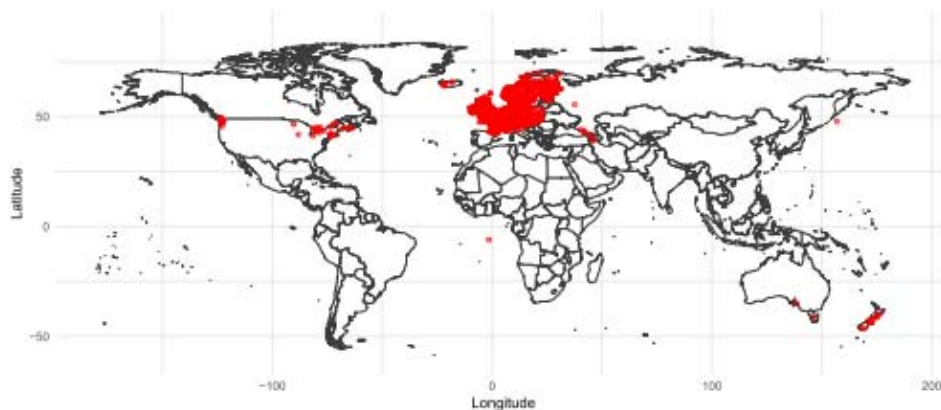


Figure 1: Distribution des occurrences de l'espèce *Heracleum mantegazzianum* utilisées dans l'analyse.

Le jeu de données a été retravaillé afin d'éliminer les points situés dans un même pixel des cartes de données bioclimatiques (voir ci-dessous) afin de ne pas dupliquer l'information de façon artificielle (declustering). Le jeu de données ainsi obtenu regroupe 15438 occurrences réparties à travers le monde (Figure 1).

2.1.2 Données bioclimatiques

Les modèles d'aire de distribution ont été construits à partir des données bioclimatiques contenues dans la base de données worldclim (<http://www.worldclim.org/>) (Fick and Hijmans

 Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

2017) qui est très largement utilisée dans le domaine de la modélisation de niches écologiques. Plusieurs modèles ont été construits avec tout ou avec un sous-ensemble de ces variables. Les résultats ont été discutés au cours des différentes réunions du comité d'experts chargé de l'analyse de risque.

Sur les 19 variables disponibles (Tableau 1) nous avons finalement retenu les variables BIO10 (Mean Temperature of Warmest Quarter), BIO11 (Mean Temperature of Coldest Quarter) et BIO17 (Precipitation of Driest Quarter) qui sont pertinentes du point de vue écologique (bonne représentativité des contraintes s'exerçant sur la plante). Il est important de limiter le nombre de variables explicatives pour conserver une bonne transférabilité (Franklin 2009). Les données exploitées correspondent à l'intervalle de temps compris en 1970 et 2000 et leur résolution est de 2.5 minutes.

Table 1: Tableau des variables bioclimatiques disponibles dans la base de données worldclim (Fick and Hijmans 2017).

abréviation	variable bioclimatique
BIO1	Annual Mean Temperature
BIO2	Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))
BIO3	Isothermality (BIO2/BIO7) (* 100)
BIO4	Temperature Seasonality (standard deviation *100)
BIO5	Max Temperature of Warmest Month
BIO6	Min Temperature of Coldest Month
BIO7	Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)
BIO8	Mean Temperature of Wettest Quarter
BIO9	Mean Temperature of Driest Quarter
BIO10	Mean Temperature of Warmest Quarter
BIO11	Mean Temperature of Coldest Quarter
BIO12	Annual Precipitation
BIO13	Precipitation of Wettest Month
BIO14	Precipitation of Driest Month
BIO15	Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)
BIO16	Precipitation of Wettest Quarter
BIO17	Precipitation of Driest Quarter
BIO18	Precipitation of Warmest Quarter
BIO19	Precipitation of Coldest Quarter

2.2 Modèles d'aire de distribution

Nous avons opté pour l'algorithme **MaxEnt** (maximum entropy : Phillips, Anderson, and Schapire 2006). Cette technique permet de travailler des jeux de données contenant uniquement des données de présence avec une bonne capacité de prédiction (Elith et al. 2011). En choisissant **MaxEnt** nous privilégions la capacité de prédiction par rapport à la capacité d'explication du modèle en terme d'importante écologique des variables climatiques. Ce parti

Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

pris traduit notre objectif dans le cadre de l'analyse du risque phytosanitaire qui est avant tout d'estimer l'aire de distribution géographique potentielle d'*H. mantegazzianum*.

3 Résultats

3.1 Distribution potentielle

La première phase des analyses a porté sur l'optimisation des paramètres du modèle Maxent réalisée à l'aide du package R ENMEval (détails dans Muscarella et al. 2014). L'AUC du modèle ajusté sur l'ensemble des occurrences est 0.94 ce qui indique un bon ajustement.

La figure 2 représente l'indice d'*habitat suitability* pour l'Europe de l'ouest. Cet indice reflète la similarité entre l'enveloppe climatique des occurrences et les conditions climatiques qui prévalent au niveau de chaque pixels de la carte. La figure 3 illustre la distribution de l'indice recodé en 3 classes. La carte présentée à la figure 4 est identique à la différence que les points d'occurrence situés en France ont été ajoutés.

3.2 Distribution potentielle et changement climatique

Le modèle a été utilisé pour estimer l'"habitat suitability" à partir des données climatiques du scénario miroc 85 (données : worldclim database) pour les années 2050 et 2070. Les résultats sont présentés figures 5 et 6. Les projections suggèrent une réduction de l'aire de distribution potentielle de *H. mantegazzianum* en France autour des massifs montagneux et de la frange nord-ouest du territoire (de la Bretagne aux Hauts-de-France). Il convient d'interpréter ces projections avec **beaucoup de prudence** en raison de l'incertitude autour des scénarios climatiques eux-mêmes, de l'incertitude sur capacité du modèle à produire des extrapolations fiables et de l'absence d'information sur le potentiel adaptatif de *H. mantegazzianum* face à l'évolution des contraintes climatiques.

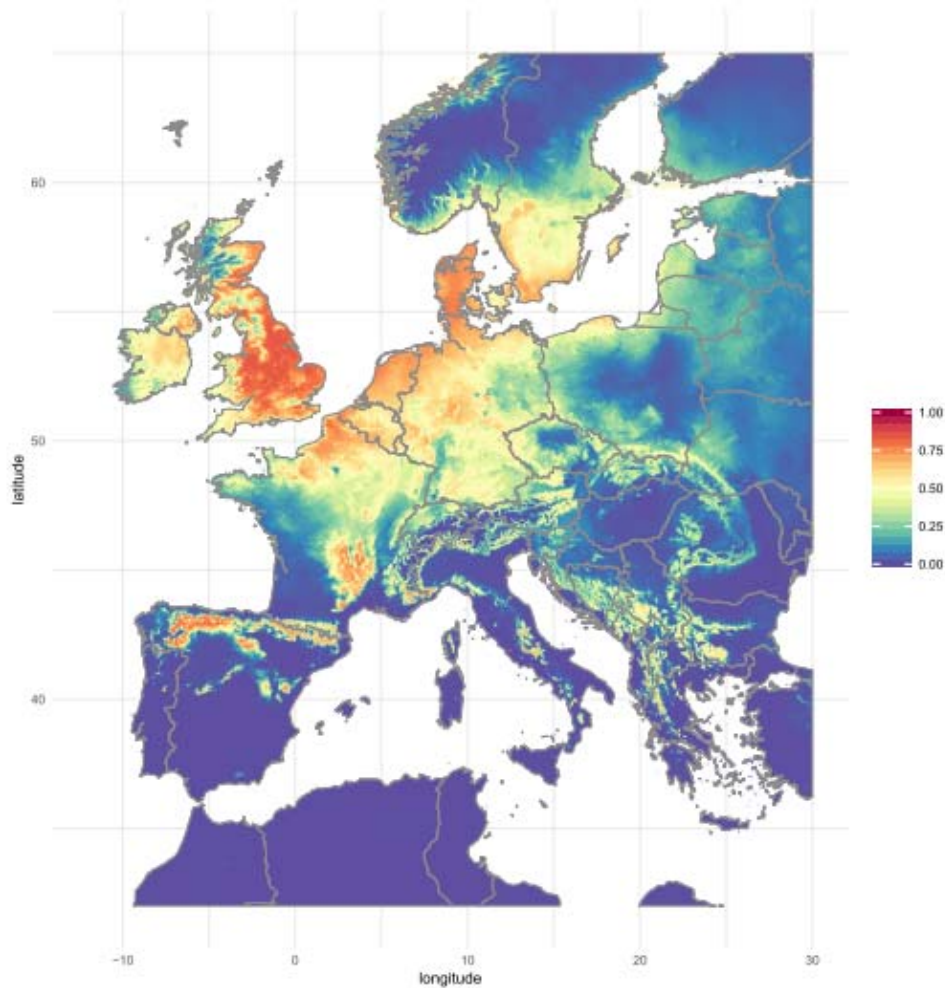
Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

Figure 2: 'Habitat suitability' pour *H. mantegazzianum* en Europe de l'ouest. Plus l'indice est élevé et plus les conditions environnementales sont similaires à celles qui règnent dans les zones où l'espèce est déjà présente.

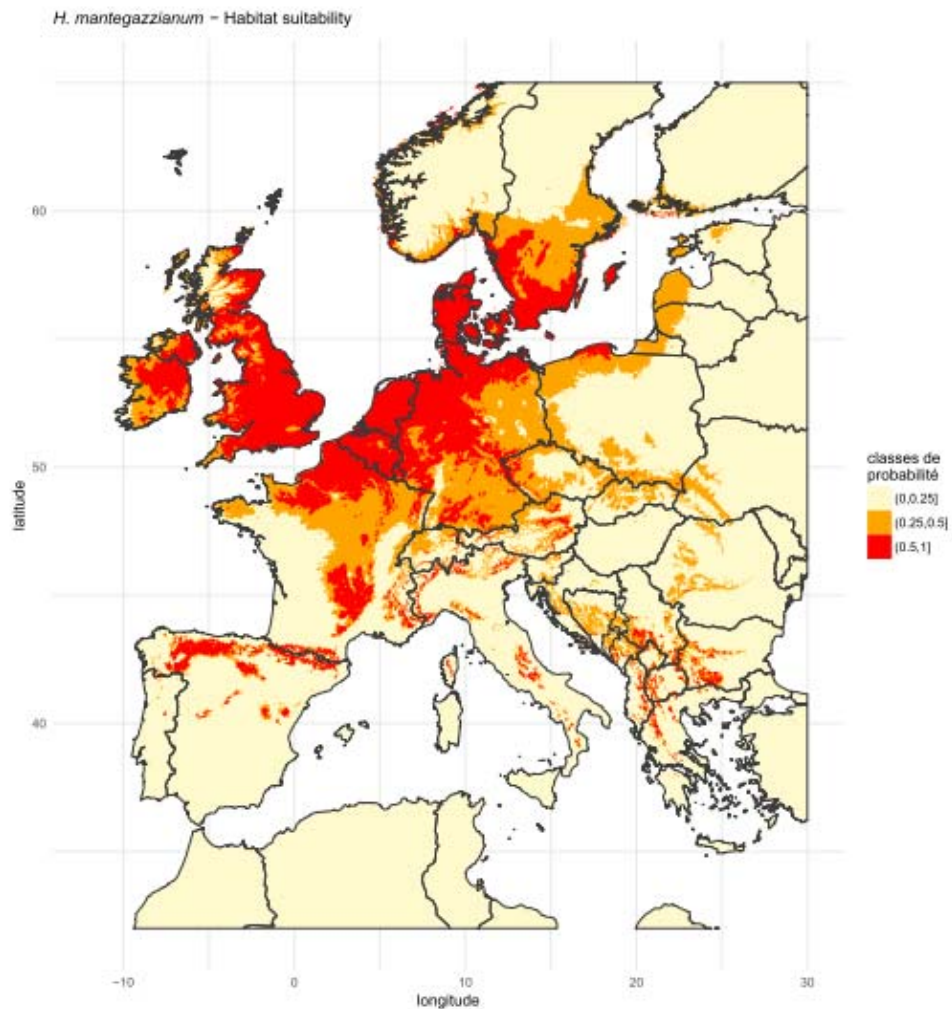
Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

Figure 3: "Habitat suitability" pour *H. mantegazzianum* en Europe de l'ouest. L'indice est recodé en 3 classes 0-0.25 ; 0.25-0.5 et 0.5-1.

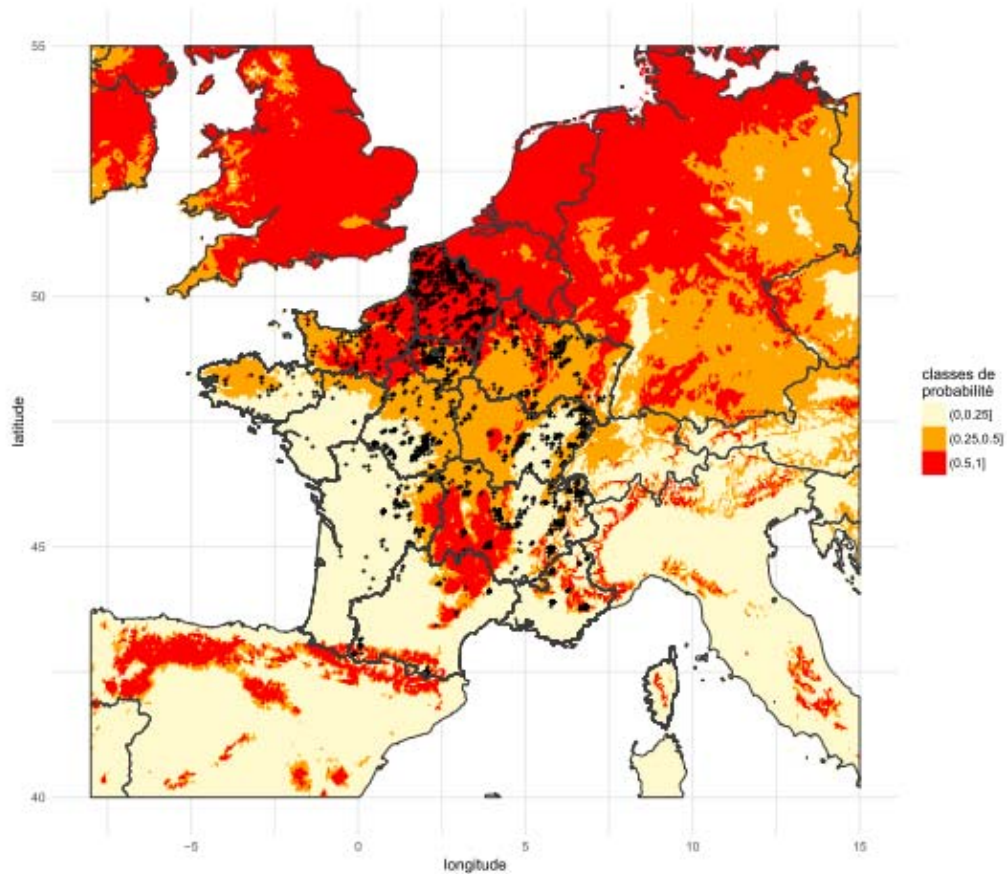
Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

Figure 4: "Habitat suitability" pour *H. mantegazzianum* en Europe de l'ouest. L'indice est recodé en 3 classes 0-0.25 ; 0.25-0.5 et 0.5-1. Les croix noires indiquent les points d'occurrence enregistrés en France.

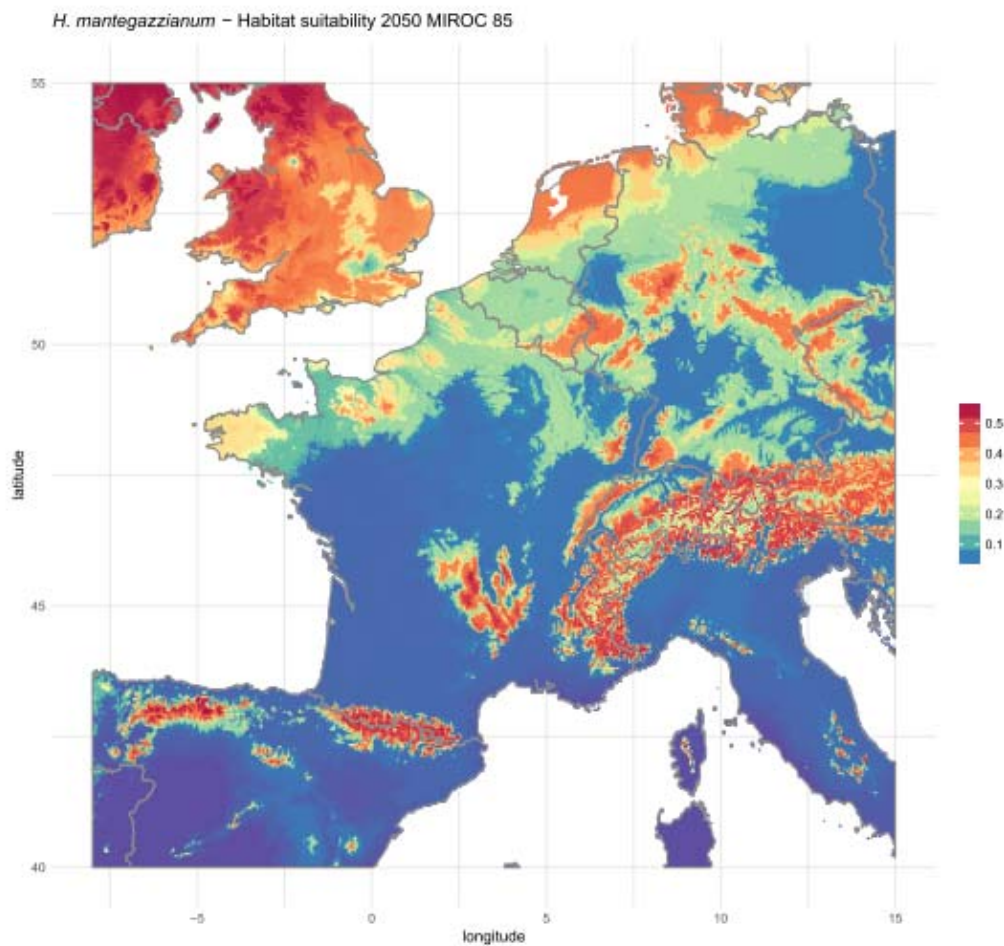
Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

Figure 5: "Habitat suitability" pour *H. mantegazzianum* en Europe de l'ouest. L'indice est recodé en 3 classes 0-0.25 ; 0.25-0.5 et 0.5-1. Les croix noires indiquent les points d'occurrence enregistrés en France.

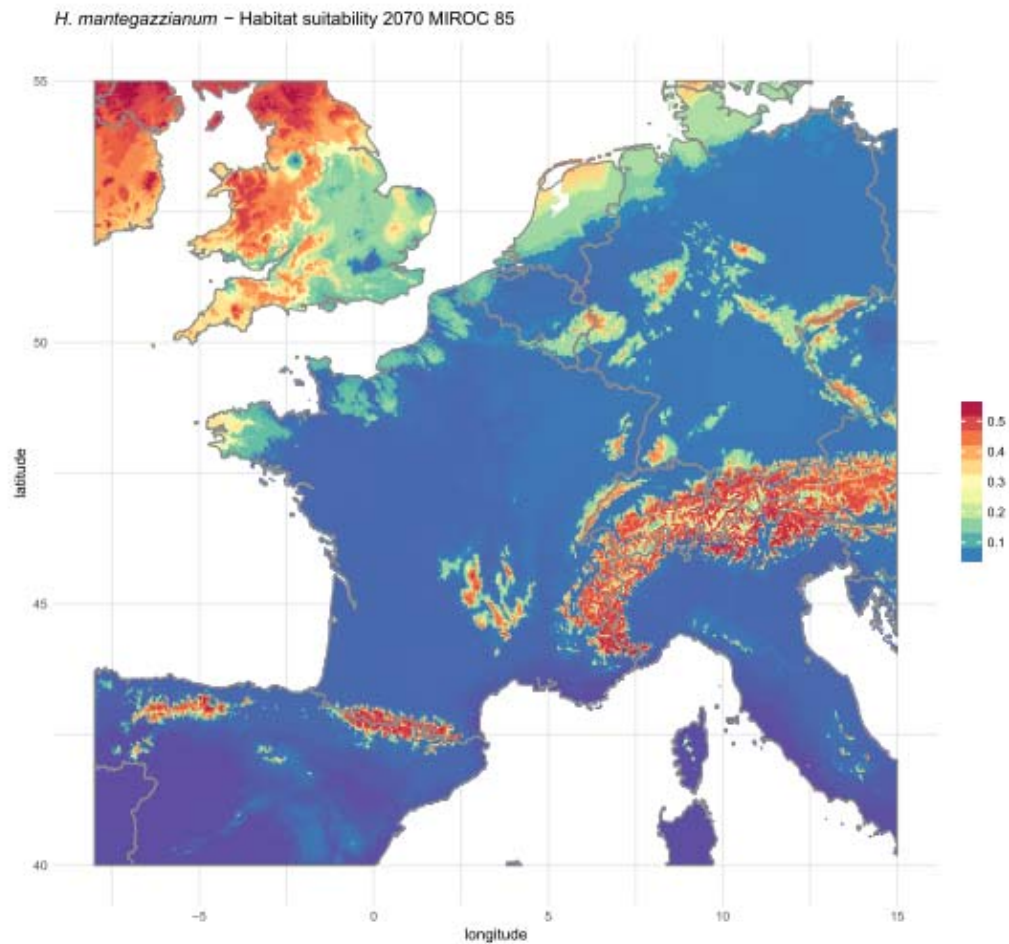
Distribution potentielle d'*Heracleum mantegazzianum* en Europe

Figure 6: "Habitat suitability" pour *H. mantegazzianum* en Europe de l'ouest. L'indice est recodé en 3 classes 0-0.25 ; 0.25-0.5 et 0.5-1. Les croix noires indiquent les points d'occurrence enregistrés en France.

4 Conclusions

Les résultats indiquent que la distribution de *H. mantegazzianum* pourrait être plus étendue qu'elle ne l'est actuellement en France (notamment dans le massif central). Les projections suivant le scénario de changement climatique miroc 85 suggèrent d'importants changements de distribution d'ici à 2070 mais doivent être interprétés avec prudence.

Références bibliographiques

- Elith, Jane, Steven J Phillips, Trevor Hastie, Miroslav Ducek, Yung En Chee, and Colin J Yates. 2011. "A Statistical Explanation of Maxent for Ecologists." *Diversity and Distributions* 17: 43–57.
- Fick, Stephen E., and Robert J. Hijmans. 2017. "WorldClim 2: New 1-Km Spatial Resolution Climate Surfaces for Global Land Areas." *International Journal of Climatology* 37: 4302–15.
- Franklin, J. 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press.
- Muscarella, Robert, Peter J. Galante, Mariano Soley-Guardia, Robert A. Boria, Jamie M. Kass, María Uriarte, and Robert P. Anderson. 2014. "ENMeval: An R Package for Conducting Spatially Independent Evaluations and Estimating Optimal Model Complexity for Maxent Ecological Niche Models." *Methods in Ecology and Evolution* 5: 1198–1205.
- Phillips, Steven J, Robert P Anderson, and Robert E Schapire. 2006. "Maximum Entropy Modeling of Species Geographic Distributions." *Ecological Modelling* 190: 231–59.

Notes





Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie
F94701 Maisons-Alfort cedex
www.anses.fr
[@Anses_fr](https://twitter.com/Anses_fr)