Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Céphalanthère d'Austin
Cephalanthera austiniae

au Canada

EN VOIE DE DISPARITION
2014

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le céphalanthère d'Austin (*Cephalanthera austiniae*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 51 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEWIC. 2000. COSEWIC assessment and update status report on the phantom orchid *Cephalanthera austiniae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 21 pp.

Klinkenberg, B., and R. Klinkenberg. 2000. Update COSEWIC status report on the phantom orchid *Cephalanthera austiniae* in Canada, *in* COSEWIC assessment and update status report on the phantom orchid *Cephalanthera austiniae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1-21 pp.

Klinkenberg, B., and R. Klinkenberg. 1992. COSEWIC status report on the phantom orchid *Cephalanthera austiniae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 28 pp.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Carrina Maslovat d'avoir rédigé le rapport de situation sur la céphalanthère d'Austin (*Cephalanthera austiniae*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Bruce Bennett, coprésident du Sous-comité de spécialistes des plantes vasculaires.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Téléc. : 819-938-3984
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Phantom Orchid *Cephalanthera austiniae* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Céphalanthère d'Austin — Photo : Bruce Bennett.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/245-2015F-PDF
ISBN 978-0-660-21849-6

COSEPAC
Sommaire de l’évaluation

Sommaire de l’évaluation – novembre 2014

Nom commun
Céphalanthère d’Austin

Nom scientifique
Cephalanthera austiniae

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
Cette orchidée parasite se trouve en très faible nombre dans des localités dispersées dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique. La disparition de certaines sous-populations ainsi qu’une fragmentation continue de l’habitat et une diminution de la qualité de l’habitat causées par le développement immobilier et les activités récréatives, rendent probable la disparition future de sous-populations. La dépendance de l’espèce à des conditions d’habitat spécifiques et son interdépendance avec un champignon et les espèces d’arbre qui y sont associées la rendent plus susceptible de disparaître.

Répartition
Colombie-Britannique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en avril 1992. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2014.

COSEPAC
Résumé

Céphalanthère d'Austin
Cephalanthera austiniae

Description et importance de l'espèce sauvage

La céphalanthère d'Austin (*Cephalanthera austiniae*) mesure jusqu'à 55 cm de hauteur et ne produit pas de chlorophylle; elle tire ses nutriments d'un champignon souterrain, lui-même associé à un arbre. L'espèce produit une tige lisse qui se termine par jusqu'à 20 fleurs blanches; les feuilles sont réduites à des écailles blanches de jusqu'à 10 cm de long, à base embrassante. Les fleurs dégagent un remarquable parfum de vanille et présentent une gorge jaune. L'espèce possède un rhizome mince muni de racines fibreuses ramifiées.

Répartition

La céphalanthère d'Austin est la seule représentante du genre *Cephalanthera* en Amérique du Nord. Elle pousse uniquement sur la côte nord-ouest du Pacifique, en Californie, en Oregon, dans l'État de Washington, en Idaho et en Colombie-Britannique. En Colombie-Britannique, on la rencontre uniquement dans l'extrême sud-ouest de la province, où des sous-populations ont été signalées dans le sud-est de l'île de Vancouver, dans l'île Saltspring ainsi que dans la vallée du bas Fraser.

Habitat

En Colombie-Britannique, la céphalanthère d'Austin se rencontre dans des forêts anciennes relativement peu perturbées et parfois dans des forêts de seconde venue âgées. Elle pousse généralement dans les forêts conifériennes ou mixtes et a besoin d'un réseau souterrain intact de champignons ectomycorihiziens. En Colombie-Britannique, la céphalanthère d'Austin est généralement observée dans les sites qui présentent une végétation au sol clairsemée et une épaisse litière de feuilles, mais elle a parfois été signalée dans des zones où les herbacées non graminoïdes et les arbustes sont abondants. En Colombie-Britannique, la céphalanthère d'Austin a été signalée à des altitudes allant de 0 à 550 m, sur des pentes de diverses inclinaisons (0 à 92 %), principalement dans des sites orientés au sud ou au sud-ouest. Dans certains sites, l'espèce pousse dans des sols à pH élevé, notamment des substrats rocheux carbonatés, des amas coquillers et des résidus miniers calcaires. La litière de feuilles produite par l'érable à grandes feuilles ou d'autres espèces d'arbres pourrait jouer un rôle important pour l'abaissement du pH dans certains autres sites.

Biologie

La céphalanthère d'Austin ne fleurit pas chaque année; la présence des fleurs permet de détecter l'espèce, mais ne reflète pas toute l'étendue souterraine des plantes. Les individus peuvent demeurer en dormance pendant un certain temps, et on ignore quels facteurs déclenchent la production des tiges florifères. La floraison s'échelonne dans le temps, du début mai à la mi-juillet, et des tiges florifères ont été observées jusqu'en septembre, mais ces mentions n'ont pas été confirmées. On ne connait pas les pollinisateurs de la céphalanthère d'Austin en Colombie-Britannique. La céphalanthère d'Austin est capable d'auto-pollinisation, et des taux considérables d'autofécondation ont été observés chez d'autres espèces du genre *Cephalanthera*, ce qui donne à penser qu'elles pourraient aussi s'autopolliniser. Comme les autres orchidées, les espèces du genre *Cephalanthera* produisent un très grand nombre de minuscules graines qui sont dispersées par le vent, généralement sur de courtes distances (moins de 6 m). En Colombie-Britannique, très peu de tiges florifères produisent des capsules ou des graines matures.

Pour se nourrir, la céphalanthère d'Austin parasite un champignon mycorhizien, qui est lui-même associé aux racines d'un arbre. La santé de l'arbre et du champignon mycorhizien est essentielle à la survie de l'espèce. Selon des études moléculaires réalisées dans des populations de céphalanthère d'Austin aux États-Unis, l'espèce s'associe uniquement à une espèce de champignon de la famille des *Thelephoraceae*.

Taille et tendances des populations

Neuf sous-populations étaient mentionnées dans le rapport de situation précédent (COSEWIC, 2000). Depuis, trois sites appartenant à deux sous-populations sont disparus, et on présume qu'une sous-population entière est disparue. Dans le cas de deux autres sous-populations, aucun individu de l'espèce n'a été observé depuis 2000 et 2006. Toutefois, ces sous-populations n'ont pas fait l'objet de relevés réguliers, et des individus de l'espèce pourraient y être en dormance; on présume donc que l'espèce y est encore présente, mais elle pourrait y être disparue. Depuis la publication du rapport de situation précédent, neuf nouvelles sous-populations de céphalanthère d'Austin ont été découvertes, et de nouveaux sites ont été trouvés à l'intérieur de sous-populations déjà connues. On compte actuellement 20 sous-populations connues de céphalanthère d'Austin au Canada, qui englobent 76 sites existants. En 2013, le nombre de tiges florifères observées dans chaque sous-population allait de 0 (individus en dormance) à 76.

Il est difficile de dégager des tendances quant au nombre total de tiges florifères, en raison des activités de suivi irrégulières, des périodes de dormance et de la variation des conditions climatiques annuelles, facteur pouvant avoir une incidence sur la floraison. Selon l'estimation des effectifs réalisée en 2013, dans le cadre de laquelle toutes les sous-populations, sauf 4, ont fait l'objet de nouveaux dénombrements, la population totale compte environ 344 tiges florifères. Le nombre de tiges florifères pourrait constituer une légère surestimation du nombre d'individus matures, car les tiges florifères qui sont très rapprochées pourraient appartenir à un même individu (il faudrait creuser pour déterminer le lien exact entre les tiges, ce qui pourrait tuer la plante). Cependant, l'effectif total pourrait aussi constituer une sous-estimation, car il est impossible de dénombrer les individus en dormance.

Le nombre d'individus estimé en 2013 est plus élevé que celui qui figurait dans le rapport de situation précédent (49 tiges florifères selon le rapport de situation du COSEPAC de 2000), ce qui est attribuable à une intensification des activités de recherche plutôt qu'à une augmentation du nombre d'individus dans les sites déjà connus. La population est gravement fragmentée, car la majorité des individus sont répartis entre des sous-populations petites, relativement isolées et probablement pour la plupart d'une faible viabilité.

Menaces et facteurs limitatifs

La principale menace pesant sur la céphalanthère d'Austin est la destruction de son habitat associée au développement résidentiel rapide. La majorité des sites hébergeant la céphalanthère d'Austin se trouvent sur des terrains privés (une partie ou la totalité des sites de 12 des 20 sous-populations se trouvent sur des terrains privés). Les terrains privés qui hébergent la céphalanthère d'Austin appartiennent à 22 propriétaires distincts, et plusieurs de ces propriétaires ont l'intention de subdiviser leur terrain. Certaines activités des propriétaires pourraient menacer la céphalanthère d'Austin, notamment l'entretien de la construction de bâtiments et de jardins, le fauchage accidentel et le piétinement. En outre, l'espèce est menacée par les activités d'exploitation forestière, qui peuvent directement détruire son habitat ou entraîner des modifications du régime hydrologique et des conditions d'ensoleillement, éliminer les arbres hôtes, détruire son champignon hôte, créer des effets de bordure et accroître la fragmentation. Les activités récréatives, notamment la randonnée pédestre et l'utilisation de motos hors-piste, peuvent endommager les individus de l'espèce ou leur habitat. Parmi les autres menaces, on compte la concurrence exercée par les plantes envahissantes, la cueillette de plantes, le surpâturage par les cerfs, les répercussions associées à la petite taille et au caractère isolé des sous-populations ainsi que les menaces pesant sur les espèces associées.

Protection, statuts et classements

La céphalanthère d'Austin figure à l'annexe II de la *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction* ainsi qu'à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada, à titre d'espèce menacée. Un programme de rétablissement provincial, actuellement au stade d'ébauche, a été préparé pour l'espèce.

En Colombie-Britannique, la céphalanthère d'Austin est cotée S2 (en péril) à l'échelle provinciale et figure sur la liste rouge du Centre de données sur la conservation de la province. Au Canada, NatureServe a attribué à la céphalanthère d'Austin la cote N2 (en péril) à l'échelle nationale. À l'échelle mondiale, l'espèce est cotée G4 (apparemment non en péril).

Même si 12 des 20 sous-populations de céphalanthère d'Austin sont entièrement ou partiellement situées sur des terrains privés, 10 des sous-populations bénéficient d'une certaine protection, car elles sont situées en partie ou en totalité dans des parcs régionaux, des terres de la Couronne provinciales, des terres de la Couronne municipales, une réserve écologique gérée par BC Parks et un terrain appartenant au ministère de la Défense nationale. Une sous-population située sur des terres de la couronne provinciales est actuellement protégée de l'exploitation forestière à l'intérieur d'une zone d'habitat faunique.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Cephalanthera austiniae
Céphalanthère d'Austin Phantom Orchid
Répartition au Canada : Colombie-Britannique

Données démographiques

Durée d'une génération	5 à 6 ans ou plus[1]
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre total d'individus matures?	Oui
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures sur cinq ans.	Inconnu
Pourcentage observé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des dix dernières années.	Inconnu
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des dix prochaines années.	Inconnu
Pourcentage observé de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période antérieure et ultérieure.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	2018 km²
Indice de zone d'occupation (IZO)	96 km²
La population est-elle gravement fragmentée?	Oui
Nombre de localités. Voir le tableau 4.	36
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence? La zone d'occurrence globale a augmenté depuis la publication du rapport de situation précédent, en raison de la découverte de nouvelles sous-populations. Toutefois, ces découvertes seraient attribuables à une intensification des activités de recherche. La disparition de l'espèce dans certains sites, particulièrement au mont Shannon, aurait entraîné une diminution de la superficie du polygone convexe par rapport à la superficie historique si tous les sites avaient déjà été connus.	Oui
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de la zone d'occupation? L'IZO signalé a diminué, en raison de la découverte de nouveaux sites, attribuable à une intensification des activités de recherche. Toutefois, on présume que la disparition de certains sites au cours des 3 dernières générations a entraîné une diminution de l'IZO réel.	Oui

[1] Ces chiffres sont fondés sur l'estimation fournie par Paul Catling (comm. pers., 2013), qui s'est appuyé sur ses connaissances sur les orchidées terrestres et son expérience. Cependant, chez d'autres espèces du genre *Cephalanthera*, la durée d'une génération est beaucoup plus longue.

Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de sous-populations?	Oui
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de localités?	Oui
Y a-t-il un déclin continu observé ou inféré de la qualité de l'habitat?	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque sous-population)

Le nombre de tiges florifères est utilisé comme indice du nombre d'individus matures. Il constitue toutefois une sous-estimation, car certains individus peuvent demeurer en dormance pendant une année ou plus.	Nombre de tiges florifères observées (2013), utilisé comme indice de la taille de la population
Gowlland Todd	21
Colwood	4
Colline Horth (ce site n'a pas fait l'objet de relevés réguliers, et certains individus en dormance pourraient encore y être présents).	0
Île Saltspring, débarcadère Musgrave	1
Île Saltspring, mont Tuam	43
Montagne Vedder, au pied du versant sud	76
Lindell Beach	4
Montagne Sumas	2
Pic McKee	5
Lac Cultus	16
Katherine Tye	14
Mont Tom	4
Ryder Lake, à 1,5 km au sud-ouest	18
Mont Tom, chemin Southside	26
Chemin Bench	24
Chilliwack, MDN	53
Kent	30
Rivière Sumas / Canal Vedder	1
Promontory, Chilliwack	2
Mission, Westminster Abbey (ce site n'a pas fait l'objet de relevés réguliers, et l'espèce pourrait encore y être présente)	0
Total	N = 344

Analyse quantitative

Probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage	Analyse non réalisée.

Menaces (réelles ou imminentes pour les sous-populations ou leur habitat)

En ordre d'importance : développement résidentiel, exploitation forestière, modification de l'habitat / activités du propriétaire, activités récréatives, plantes envahissantes, cueillette de plantes, surpâturage, sous-populations petites et isolées, menaces pesant sur les espèces associées.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur? Espèce apparemment non en péril dans l'État de Washington, vulnérable (S3) en Idaho.	G4 (apparemment non en péril)
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Inconnu
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants? L'étendue et la qualité de l'habitat sont en déclin au Canada.	Inconnu
La possibilité d'une immigration depuis les sous-populations externes existe-t-elle?	Non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Oui

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « préoccupante » en avril 1992. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en mai 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2014.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Code alphanumérique**
En voie de disparition	B1ab(ii,iii,iv,v)+2ab(ii,iii,iv,v); C2a(i)
Justification de la désignation Cette orchidée parasite se trouve en très faible nombre dans des localités dispersées dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique. La disparition de certaines sous-populations ainsi qu'une fragmentation continue de l'habitat et une diminution de la qualité de l'habitat, causées par le développement immobilier et les activités récréatives, rendent probable la disparition future de sous-populations. La dépendance de l'espèce à des conditions d'habitat spécifiques et son interdépendance avec un champignon et les espèces d'arbre qui y sont associées la rendent plus susceptible de disparaître.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) Sans objet. On ne dispose pas de suffisamment de données pour déterminer si le déclin est supérieur aux seuils.
Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) Correspond au critère B1ab(ii,iii,iv,v)+2ab(ii,iii,iv,v) de la catégorie « en voie de disparition », car la zone d'occurrence est inférieure à 5000 km² (2018 km²), l'IZO est inférieur à 500 km² (96 km²), la population est gravement fragmentée, et on observe un déclin continu de l'IZO, de la superficie et de la qualité de l'habitat ainsi que du nombre de sous-populations et d'individus matures.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) Correspond au critère C2a(i), car l'effectif total est inférieur à 2500 individus matures, et aucune sous-population n'a un effectif estimatif de plus de 250 individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) Ne correspond pas aux critères de la catégorie « en voie de disparition », car il y a plus de 250 individus, et le nombre d'individus en dormance est inconnu.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

PRÉFACE

Depuis la préparation de l'Évaluation et Rapport de situation sur la céphalanthère d'Austin précédent, neuf nouvelles sous-populations ont été signalées, et de nouveaux sites ont été découverts à l'intérieur de sous-populations déjà connues. La découverte de ces nouveaux sites serait attribuable à une intensification des activités de recherche plutôt qu'à une expansion de la répartition de l'espèce. Le nombre total de tiges florifères est évalué à 344, ce qui est plus élevé que les 49 tiges signalées dans le rapport de situation précédent. Cette augmentation est également attribuable à l'intensification des activités de recherche plutôt qu'à une hausse du nombre de tiges dans les sites déjà connus. En outre, la découverte de nouveaux sites a entraîné une légère augmentation de la zone d'occurrence et de la zone d'occupation. L'indice de zone d'occupation (IZO) a augmenté en raison de la découverte de nouveaux sites, mais on estime que, dans l'ensemble, l'IZO aurait diminué en raison de la disparition de l'espèce dans certains sites. La population demeure gravement fragmentée.

Même si le nombre total de sous-populations connues est élevé, des tendances à la baisse ont été observées. Depuis la préparation du dernier rapport de situation, l'espèce est disparue de deux sites faisant partie de deux sous-populations distinctes, et une sous-population entière est présumée disparue. Dans le cas de deux autres sous-populations, aucun individu de l'espèce n'a été observé depuis plusieurs années; ces sous-populations sont présumées existantes, mais pourraient être disparues. Il est difficile de déterminer les tendances pour les autres sites.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2014)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Céphalanthère d'Austin
Cephalanthera austiniae

au Canada

2014

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 5
Nom et classification 5
Description morphologique 5
Structure spatiale et variabilité de la population 7
Unités désignables 8
Importance de l'espèce 9
La céphalanthère d'Austin est considérée comme importante sur le plan biologique au Canada : 9
RÉPARTITION 9
Aire de répartition mondiale 9
Aire de répartition canadienne 9
Zone d'occurrence et zone d'occupation 13
Activités de recherche 14
HABITAT 15
Besoins en matière d'habitat 15
Tendances en matière d'habitat 18
BIOLOGIE 19
Cycle vital et reproduction 19
Physiologie et adaptabilité 21
Dispersion 21
Relations interspécifiques 22
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 23
Activités et méthodes d'échantillonnage 23
Abondance 24
Fluctuations et tendances 25
Immigration de source externe 28
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 28
1. Développement résidentiel et commercial (1.1) 29
2. Activités récréatives (6.1) 30
3. Espèces végétales exotiques envahissantes (8.1) 30
4. Exploitation forestière et récolte du bois (5.3) 31
5. Espèces indigènes (brouteurs) problématiques (8.2) 31
6. Élevage du bétail (2.3) 32
7. Cueillette de plantes terrestres (5.2) 32
8. Corridors de transport et de service (4.1) 32

9. Exploitation de mines et de carrières (3.2) 33
10. Tempêtes et inondations (11.4) 33
Facteurs limitatifs 33
Nombre de localités 34
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 37
Statuts et protection juridiques 37
Statuts et classements non juridiques 38
Protection et propriété de l'habitat 38
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 39
EXPERTS CONTACTÉS 40
SOURCES D'INFORMATION 41
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT 46
COLLECTIONS EXAMINÉES 46

Liste des figures

Figure 1. Céphalanthère d'Austin. Illustration de Jeanne R. Janish, utilisée avec la permission de l'University of Washington Press. 6
Figure 2. Gros plan d'une fleur de céphalanthère d'Austin, où on peut voir la glande jaune à la base du labelle. Photo : C. Maslovat. 7
Figure 3. Aire de répartition nord-américaine de la céphalanthère d'Austin. 8
Figure 4. Répartition de la céphalanthère d'Austin en Colombie-Britannique, avec numéros des sous-populations (tableau 4). 13
Figure 5. Habitat caractéristique de la céphalanthère d'Austin, où la végétation de l'étage inférieur est minime. Photo : C. Maslovat. 16

Liste des tableaux

Tableau 1. Sous-populations de céphalanthère d'Austin connues au Canada. * = Sous-populations ne figurant pas dans le rapport de situation du COSEPAC (sous presse). ** = Nouveaux sites découverts à l'intérieur d'une sous-population durant les relevés de 2013. 11

Tableau 2. Nombre de tiges florifères observées de 1982 à 2013 (le x indique que des individus florifères de l'espèce ont été observés, mais qu'aucun dénombrement n'a été fait). *Les données recueillies en 2006 et 2007 sont plus exhaustives que celle des autres années, car les sites ont été visités plusieurs fois durant la saison. ** Dans le cas des données de 2013, le chiffre indiqué entre parenthèses correspond au nombre total d'individus dénombrés uniquement dans les sites mentionnés dans le rapport de situation précédent, aux fins de comparaison. *** Il semble y avoir une certaine confusion quant aux sous-populations dans le rapport de situation précédent – les données du CDC de la Colombie-Britannique sont les mêmes pour la sous-population de Vedder (au pied du versant sud) et celle de Lindell Beach. De même, on présume que la sous-population désignée sous le nom « d'Anderson » dans le rapport précédent correspond à un site du versant sud du mont Tom… 25

Tableau 3. Nombre de tiges florifères de céphalanthère d'Austin observées dans la réserve écologique Katherine Tye de 1964 à 1978 (données provenant de Long, 1979, cité dans COSEWIC, 2000). Toutes les observations ont été réalisées par l'ancienne propriétaire du terrain (Katherine Tye), qui a effectué des dénombrements uniformes, en conservant les mêmes emplacements et la même méthode. 27

Tableau 4. Nombre de sites et menaces principales. 34

Liste des annexes

Annexe A. Tableau d'évaluation des menaces pesant sur la céphalanthère d'Austin. .. 47

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Nom scientifique : *Cephalanthera austiniae* (A. Gray) Heller

Synonymes : *Eburophyton austiniae* (A. Gray) Heller
Serapias austiniae (A. Gray) A.A. Eaton
Epipactis austiniae (A. Gray) Wettstein
Cephalanthera oregana Reichenbach
Chloraea austiniae A. Gray

Nom français : Céphalanthère d'Austin

Nom anglais : Phantom Orchid

Famille : Orchidacées (Orchidées)

Description morphologique

La céphalanthère d'Austin est une plante mycohétérotrophe[2] épiparasitaire[3]. Pour se nourrir, elle vit en association avec un champignon, lui-même associé à un arbre (plusieurs espèces possibles; COSEWIC, 2000; Phantom Orchid Recovery Team, 2008).

Les individus de l'espèce passent la majeure partie de leur vie sous forme de rhizomes souterrains ramifiés et rampants et produisent des tiges florifères aériennes seulement de façon sporadique (figure 1). Les tiges florifères sont presque entièrement blanches et mesurent jusqu'à 55 cm de hauteur. Elles sont lisses et se terminent par jusqu'à 20 fleurs blanches groupées en un épi lâche. Les feuilles sont réduites à des écailles blanches de 2 à 6 (10) cm de long, à base embrassante. Les fleurs dégagent un parfum de vanille remarquable et présentent à leur base une glande jaune (figure 2). L'espèce pousse en colonies. Selon les années, à l'intérieur d'une même colonie, les tiges florifères peuvent être hautes et robustes ou être courtes et sembler affaiblies (COSEWIC, 2000; Douglas *et al.,* 2001).

[2] Une plante est dite « mycohétérotrophe » lorsqu'elle parasite un champignon pour obtenir ses nutriments plutôt que de les produire par photosynthèse.
[3] Une plante est dite « épiparasitaire » lorsqu'elle prélève ses nutriments d'un champignon qui lui-même les obtient d'une autre plante vasculaire.

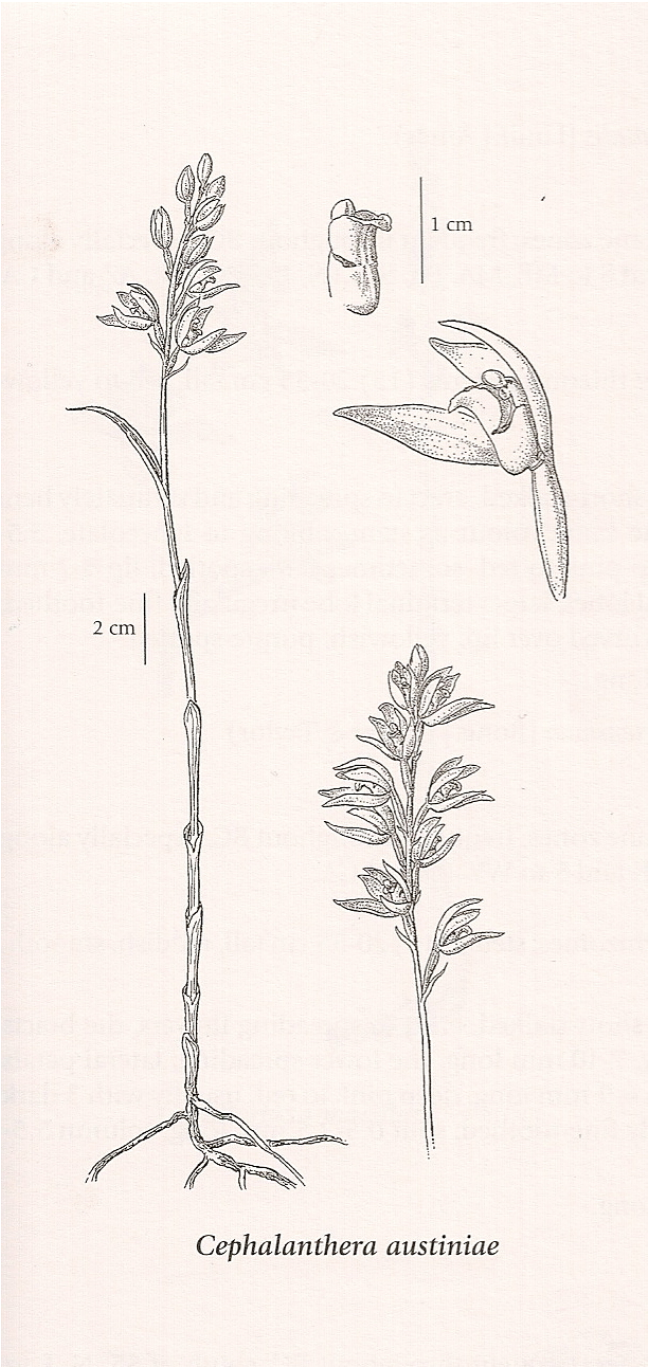


Figure 1. Céphalanthère d'Austin. Illustration de Jeanne R. Janish, utilisée avec la permission de l'University of Washington Press.

Figure 2. Gros plan d'une fleur de céphalanthère d'Austin, où on peut voir la glande jaune à la base du labelle. Photo : C. Maslovat.

Structure spatiale et variabilité de la population

Au Canada, les sous-populations de céphalanthère d'Austin sont isolées géographiquement les unes des autres, étant situées dans l'île de Vancouver, dans l'île Saltspring et dans la vallée du Fraser. La population canadienne se trouve à la limite nord de l'aire de répartition de l'espèce (figure 3).

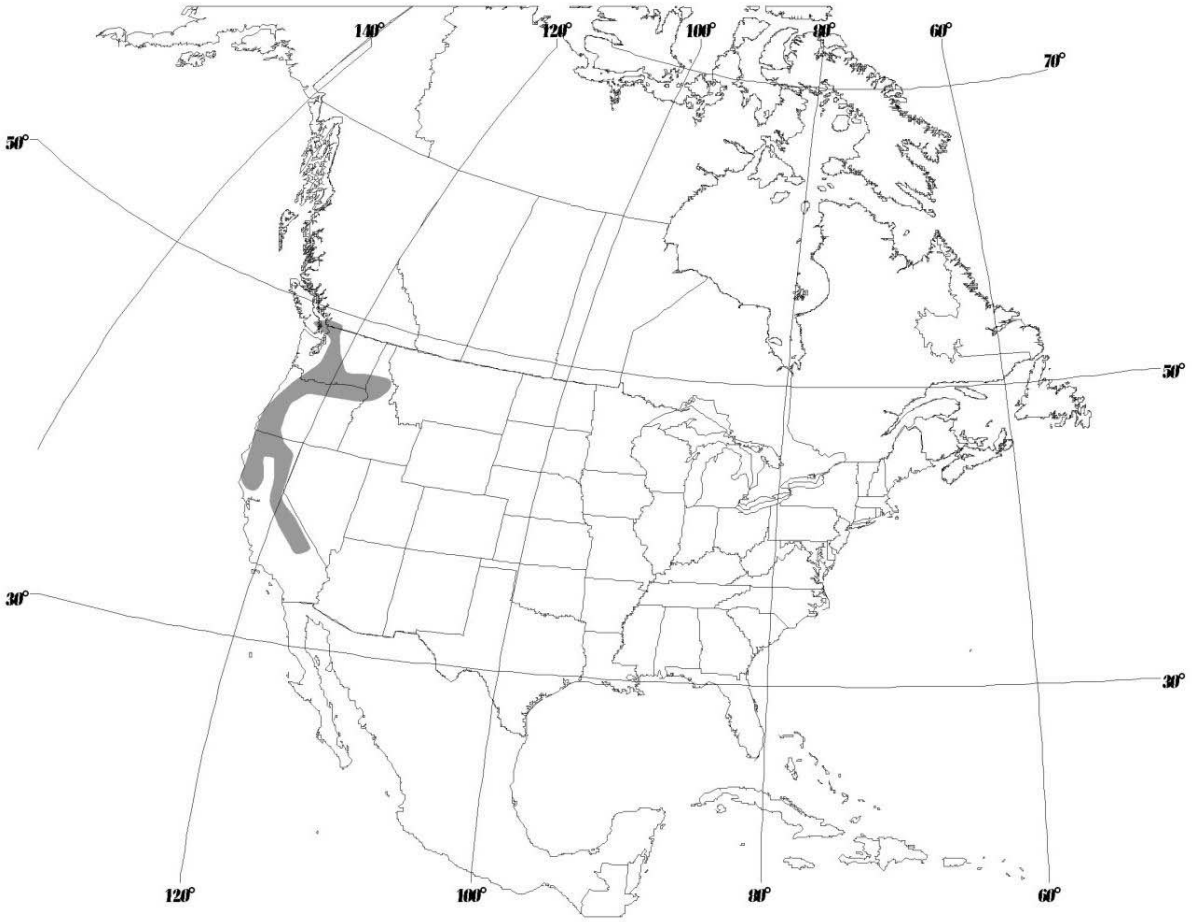


Figure 3. Aire de répartition nord-américaine de la céphalanthère d'Austin.

Unités désignables

On considère qu'il y a une seule unité désignable de céphalanthère d'Austin au Canada, car on ne dispose actuellement d'aucun renseignement permettant de croire que la population canadienne puisse être divisée en plusieurs unités : 1) la différenciation génétique des populations canadiennes n'a pas été évaluée, et 2) l'espèce a été signalée uniquement dans une zone relativement petite de la région écologique du Pacifique.

Importance de l’espèce

La céphalanthère d’Austin est considérée comme importante sur le plan biologique au Canada :

1) La céphalanthère d’Austin est la seule représentante du genre *Cephalanthera* en Amérique du Nord et est la seule espèce non photosynthétique de ce genre.
2) La population de Colombie-Britannique se trouve à la limite nord de l’aire de répartition de l’espèce et pourrait donc être génétiquement et écologiquement distincte des populations centrales.
3) Les individus de l’espèce pourraient demeurer en dormance durant de longues périodes (durée exacte inconnue), et on comprend encore mal les mécanismes associés à ce phénomène.
4) L’espèce est mycohétérotrophe et tire sa nourriture d’un champignon, qui est lui-même associé à un arbuste ou un arbre. Elle est importante sur le plan scientifique, car elle est la première espèce d’orchidée dont l’association avec un champignon ectomycorhizien[4] a été confirmée par des études moléculaires (Taylor et Bruns, 1997; Taylor, comm. pers., 2003, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

La céphalanthère d’Austin est endémique de la côte nord-ouest du Pacifique et se rencontre dans quatre États des États-Unis (Californie, Oregon, Washington et Idaho). Au Canada, elle est présente uniquement dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, où elle atteint la limite nord de son aire de répartition (figure 3; COSEWIC, 2000). Il est possible que l’aire de répartition de la céphalanthère d’Austin se soit déplacée vers le nord dans le passé, car on trouve peu de renseignements historiques et récents sur l’espèce pour la partie sud de son aire (Lazar, comm. pers., 2014).

Aire de répartition canadienne

En Colombie-Britannique, la céphalanthère d’Austin est présente dans les zones biogéoclimatiques côtière à douglas et côtière à pruche de l’Ouest. Elle est limitée à la vallée du bas Fraser, entre les municipalités de Mission et de Chilliwack, à l’île Saltspring ainsi qu’à la grande région de Victoria, y compris la péninsule de Saanich, dans l’île de Vancouver. La population canadienne représente moins de 1 % de la répartition mondiale de l’espèce.

[4] Les champignons ectomycorhiziens entretiennent une relation symbiotique avec les racines de certains végétaux. Ils ne pénètrent pas la paroi cellulaire de leur hôte, mais s’y associent plutôt au moyen d’hyphes ramifiés.

Les sous-populations connues des États-Unis qui sont plus proches des sous-populations canadiennes se trouvent à 2 km au sud de la frontière, face à Abbotsford, en Colombie-Britannique. On trouve également des sous-populations dans les îles San Juan (îles Orcas et Lummi), à environ 30 à 40 km au sud de la frontière (Arnett, comm. pers., 2013).

Dans le rapport de situation sur la céphalanthère d'Austin précédent (COSEWIC, 2000), on mentionne neuf sous-populations existantes, une sous-population disparue et deux sous-populations historiques (avant 1950), connues grâce à des spécimens d'herbier. On ne dispose d'aucun renseignement sur les échanges démographiques ou génétiques chez l'espèce; aux fins du présent rapport, les sous-populations sont donc délimitées au selon la définition d'occurrence d'élément du Centre de données sur la conservation de la Colombie-Britannique (BCCDC), qui correspond à une séparation de plus de 1 km (NatureServe, 2004). Ainsi, selon cette définition, deux mentions considérées comme distinctes dans le rapport de 2000 sont ici regroupées en une seule sous-population (Gowlland Todd et propriété des Hill), et une mention (mont Tom[5]) est divisée en quatre sous-populations distinctes (réserve écologique Katherine Tye; mont Thom; Ryder Lake; mont Tom, chemin Southside; tableau 1).

Depuis la publication du rapport de 2000, neuf nouvelles sous-populations ont été découvertes (colline Horth, North Saanich; île Saltspring, mont Tuam; mont Sumas, sentier Ryder; pic McKee; chemin Bench; Kent; Chilliwack (MDN); rivière Sumas / canal Vedder; Promontory, Chilliwack), et une mention historique additionnelle a été trouvée pour la baie Brentwood[6]. En outre, de nombreux nouveaux sites ont été signalés à l'intérieur des sous-populations connues. La découverte de ces nouveaux sites serait attribuable à une intensification des activités de recherche plutôt qu'à une expansion de la répartition de l'espèce. Depuis 2001, l'espèce est disparue de deux sites, situés dans des sous-populations distinctes (mont Thom, Chilliwack et Gowlland Tod). Une sous-population (mont Shannon) est présumée disparue, car aucun individu florifère n'y a été observé depuis 1993. Quatre des sous-populations n'ont pas été visitées dans le cadre de la préparation du présent rapport de situation, mais on présume que l'espèce y est toujours présente (figure 4).

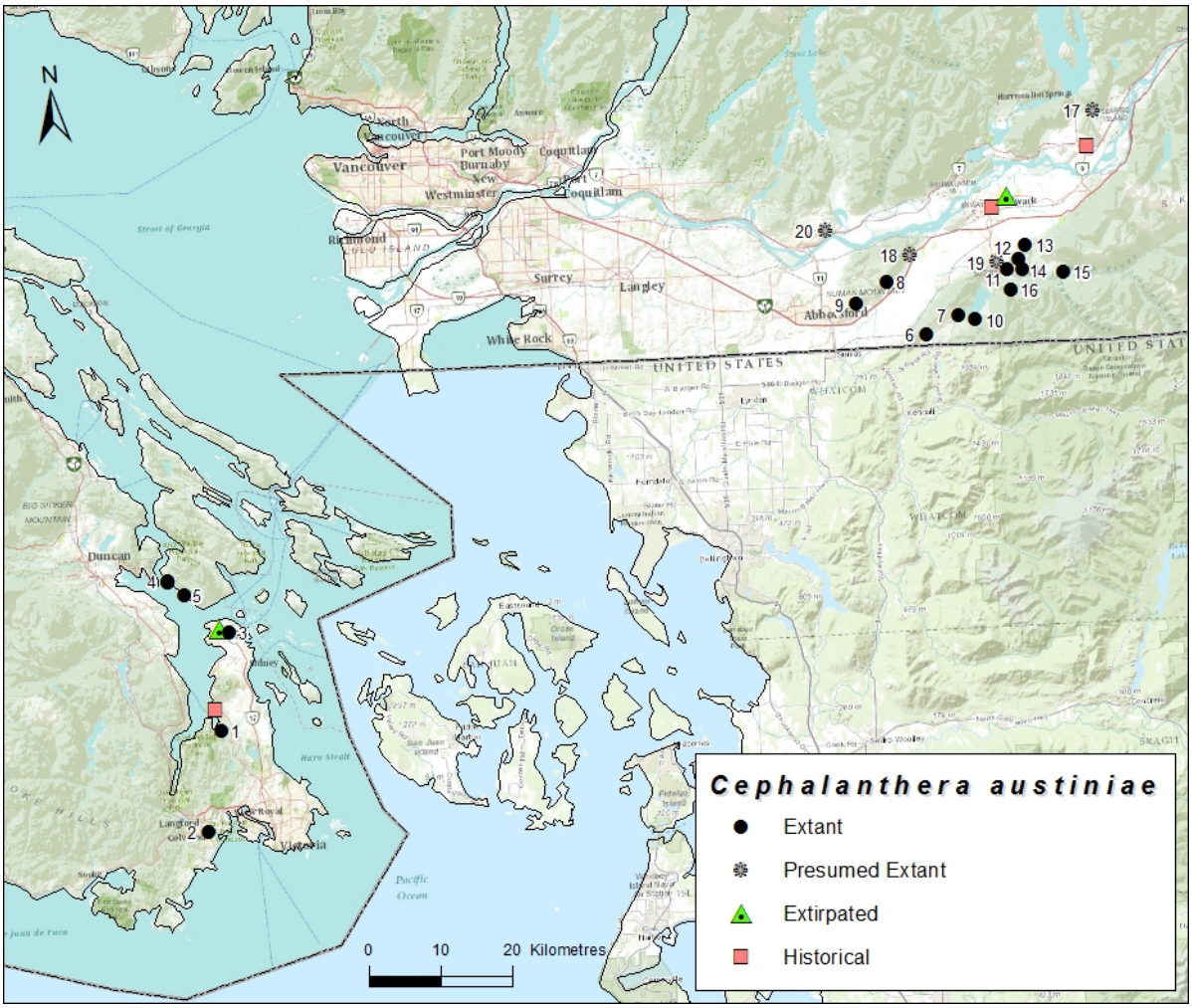
[5] Les noms « mont Thom » et « mont Tom » désignent le même endroit. Les deux graphies ici utilisées reflètent celles qui figurent dans les données sur les occurrences d'élément du BCCDC (BC CDC, 2013a).

[6] On ignore si les populations historiques de Brentwood et de Chilliwack correspondent à des populations actuellement connues, car les données sur leur emplacement sont vagues. La population historique d'Agassiz ne correspond à aucune population actuellement connue.

Tableau 1. Sous-populations de céphalanthère d'Austin connues au Canada. * = Sous-populations ne figurant pas dans le rapport de situation du COSEPAC (sous presse). ** = Nouveaux sites découverts à l'intérieur d'une sous-population durant les relevés de 2013.

N° de la sous-population (numéro du CDC)	Nom de la sous-population	Statut de la sous-population	Nombre total de sites dans la sous-population	Régime foncier (n^bre de sites indiqué entre parenthèses)	Nombre total de tiges florifères (2013 ou année du dernier relevé)	Auteur du dernier relevé	Année du dernier relevé	Année de la première obs.
1 (1)	Parc provincial Gowlland Todd	Existante (2 sites privés disparus : lac Quarry et propriété des Hill)	6 **	Parc provincial (4) Terrain privé (2) [2 propriétaires]	21	Maslovat	2013	1984
2 (15)	Colwood	Existante	1	Terrain privé (1)	4	Maslovat	2013	2000
3 (16)	Colline Horth, North Saanich*	Inconnu	1	Parc régional (1)	0	Keogh	2013	2000
4 (7)	Île Saltspring, débarcadère Musgrave	Existante	3	Terres de la Couronne provinciales (3)	1	Annschild	2013	1985
5 (23)	Île Saltspring, mont Tuam, 2,4 km à l'ouest du mont*	Existante	2	Terrain privé (2) [1 propriétaire]	43	Maslovat	2013	2013
6 (14)	Montagne Vedder, au pied du versant sud	Existante	10**	Terres de la Couronne provinciales (6), Inconnu (2) Terrain privé (2) [2 propriétaires]	76	Maslovat Ferguson Knopp	2013	1982
7 (10)	Lindell Beach, à l'ouest du lac Cultus	Existante	2**	Terrain privé (2) [1 propriétaire]	4	Ferguson	2013	1982
8 (18)	Montagne Sumas, sentier Ryder*	Existante	2	Terres de la Couronne provinciales (2)	2	Maslovat	2013	2003
9 (12)	Pic McKee, versant sud-ouest du pic *	Existante	5	Terres de la couronne municipales (1) Terrain privé (4) [2 propriétaires]	5	Maslovat 1 non visité	2013	2003
10 (2)	Parc provincial de Cultus Lake, colline Teapot	Existante	6**	Parc provincial (6)	16	Maslovat	2013	1987
11 (3)	Réserve écologique Katherine Tye, Chilliwack	Existante	9**	Réserve écologique (5) Terrain privé (4) [4 propriétaires]	14	Maslovat Knopp Catling 2 non visités	2013	1964
12 (4)	Mont Tom, Chilliwack (Mont Thom 2)	Existante (1 site privé disparu)	3**	Parc régional (2) Terrain privé (1)	4	Maslovat Catling DeBoer	2013	1966
13 (19)	Ryder Lake, à 1,5 km au nord-ouest (mont Thom 4)	Existante	2	Terrain privé (2) [1 propriétaire]	18	Maslovat	2013	2000

N° de la sous-population (numéro du CDC)	Nom de la sous-population	Statut de la sous-population	Nombre total de sites dans la sous-population	Régime foncier (n^{bre} de sites indiqué entre parenthèses)	Nombre total de tiges florifères (2013 ou année du dernier relevé)	Auteur du dernier relevé	Année du dernier relevé	Année de la première obs.
14 (5)	Mont Tom, chemin Southside (mont Thom 3, 5 et 6)	Existante	14**	Terrain privé (14) [6 propriétaires]	26	Ferguson 2 non visités	2013	1988
15	Chemin Bench*	Existante	1	Terrain privé (1)	24	Catling	2013	2013
16 (17)	Chilliwack, MDN, site d'instruction*	Existante	5	Fédéral (5)	53	Nernberg	2013	2003
17 (20)	Kent*	Existante	Inconnu	Inconnu	30	Lomer	2012	2007
18 (21)	Rivière Sumas / Canal Vedder, 1,4 km au sud-ouest de la rivière (carrière Pumptown est)*	Vraisemblablement existante – réserve protégée de l'exploitation de la carrière	1	Terrain privé (1)	1	Welsted	2008	2008
19 (22)	Promontory, Chilliwack (mont Thom 7)	Vraisemblablement existante	1	Terrain privé (1)	2	Slater	2008	2007
20 (9)	Mission, Westminster Abbey	Vraisemblablement existante	1	Terrain privé (1)	0	Barsanti	2006	1984
(13)	Mont Shannon, Chilliwack	Présumée disparue		Terrain privé	0	Barsanti	2006	1993
	North Saanich	Disparue				Roemer		1968
	Agassiz	Historique (spécimen d'herbier)		Inconnu		Ross		1926
	Chilliwack	Historique (spécimen d'herbier)		Inconnu		Morkill		1943
	Baie Brentwood	Historique		Inconnu				



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
UNITED STATES = ÉTATS-UNIS
Kilometres = Kilomètres
Extant = Existante
Presumed Extant = Présumée existante
Extirpated = Disparue
Historical = Historique

Figure 4. Répartition de la céphalanthère d'Austin en Colombie-Britannique, avec numéros des sous-populations (tableau 4).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence de la céphalanthère d'Austin est de 2018 km^2, évaluée en fonction du plus petit polygone convexe entourant les sites existants et les sites où la situation de l'espèce est inconnue. La zone d'occurrence globale a augmenté, car de nouvelles sous-populations ont été découvertes depuis la publication du rapport précédent. Toutefois, la disparition de l'espèce dans certains sites, particulièrement au mont Shannon, aurait entraîné une diminution de la superficie du polygone convexe par rapport à la superficie historique si tous les sites avaient déjà été connus. L'indice de zone d'occupation (IZO), déterminé en fonction du nombre de mailles de 2 km de côté où on trouve des sites présumés existants, s'établit à 96 km^2.

Activités de recherche

La céphalanthère d'Austin a fait l'objet d'activités de recherche considérables au cours des 10 dernières années. Dans le cadre d'un programme de suivi de trois ans visant la céphalanthère d'Austin, la BC Conservation Corp (BCCC) a mené des recherches ciblées dans les sites susceptibles d'héberger l'espèce, notamment la colline Cole, les terres de la couronne situées sur les monts Vedder et Elk et la montagne Sumass, le parc provincial de Cultus Lake ainsi que des terrains privés situés dans les collectivités de Promontory et Ryder Lake (Barsanti et Iredale, 2005; Barsanti *et al.,* 2006; Kerr, 2007). En 2007 seulement, l'équipe de la BCCC a mené des recherches sur 22 hectares de terre dans la vallée du Fraser (Kerr, 2007). En 2007, 2008 et 2009, le ministère de la Défense nationale (MDN) a mené des relevés visant la céphalanthère d'Austin sur ses terrains situés immédiatement au sud de Gowlland Todd (Miskelly, comm. pers., 2013), et une partie d'un autre terrain adjacent au site de Colwood a été visité en 2013 (Maslovat, obs. pers., 2013). En 2013, les relevés menés sur 18 327 mètres linéaires, dans des milieux propices à l'espèce, dans la vallée du Fraser, ont été consignés dans 11 journaux de suivi GPS (Ferguson, 2013).

D'autres activités ont aussi été réalisées en vue de trouver de nouveaux sites sur des terrains privés, notamment la création d'une brochure de sensibilisation, intitulée « Have you seen the phantom? » (Fraser Valley Conservancy, 2009). Une carte de prédiction a été créée en fonction des occurrences connues de la céphalanthère d'Austin, de facteurs environnementaux pertinents et des résultats d'une analyse fondée sur des modèles de prédiction de l'habitat, pour déterminer les sites où l'espèce pourrait être présente dans la vallée du Fraser (Klinkenberg, 2009). Certains des sites ciblés sur cette carte ont été visités en 2013 par Ferguson (2013), mais la majorité des sites potentiels n'ont pas fait l'objet de relevés ciblés, faute de financement (Welstead, comm. pers., 2014).

Jusqu'à maintenant, les activités de recherche décrites ci-dessus ont mené à la découverte de neuf sous-populations. Cependant, l'habitat potentiel de la céphalanthère d'Austin occupe de très vastes superficies, et il est peu probable que toutes les sous-populations de l'espèce aient déjà été découvertes. En outre, la floraison est échelonnée dans le temps, et les individus peuvent demeurer en dormance certaines années, ce qui vient compliquer les activités de recherche. Dans les grandes sous-populations, des tiges florifères sont généralement observées chaque année. Toutefois, dans les petites sous-populations, la présence de seulement quelques individus en dormance pourrait empêcher la détection de l'espèce.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

En Colombie-Britannique, la céphalanthère d'Austin se rencontre dans les forêts anciennes relativement peu perturbées et parfois dans les forêts de seconde venue âgées (50 à 60 ans). Une des caractéristiques essentielles de l'habitat est la présence d'un réseau souterrain intact de champignons ectomycorihiziens associés à des arbres hôtes. Selon des études moléculaires menées aux États-Unis dans des populations de céphalanthère d'Austin, l'espèce est exclusivement associée à une espèce de champignon de la famille des *Thelephoraceae* (Taylor et Bruns, 1997). Ce champignon se rencontre généralement dans les forêts conifériennes et les forêts mixtes qui hébergent l'érable à grandes feuilles (*Acer macrophyllum*), le douglas de Menzies (*Pseudotsuga menziesii*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) la pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*) et le thuya géant (*Thuja plicata*) (COSEWIC, 2000; Dunster, 2008a). On ignore actuellement à quelle espèce d'arbre la céphalanthère d'Austin est associée par l'entremise du réseau de champignons. Le douglas de Menzies (Dunster, 2008b) et le bouleau à papier (COSEWIC, 2000) ont été avancés comme hôtes possibles du champignon ectomycorihizien, mais aucune de ces deux espèces n'est présente dans les sites où la céphalanthère d'Austin a été signalée.

La céphalanthère d'Austin est tolérante à l'ombre et a été observée dans des forêts où la couverture arborée est de 30 à 100 % (Dunster, 2008a). Dans la plupart des sites, la céphalanthère d'Austin pousse sous des conifères, dans des endroits où la végétation au sol est clairsemée, la litière de feuilles est épaisse et l'horizon Ah[7] est bien développé (figure 5; Dunster, 2008a). La céphalanthère d'Austin se rencontre parfois dans des sites où les herbacées non graminoïdes et les arbustes sont abondants; ces populations sont peut-être des reliques dont l'habitat s'est modifié avec l'empiètement de la végétation. En outre, la céphalanthère d'Austin a été signalée dans des enclos à chevaux et à bovins et des pâturages broutés, en bordure de sentiers de cerfs, à proximité de sentiers récréatifs, le long de clôtures ainsi qu'à l'intérieur d'un endroit où un cerf a écrasé la végétation en se couchant (COSEWIC, 2000; Barsanti *et al.,* 2006; Klinkenberg, obs. pers., *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008). On ignore si ces occurrences constituent des reliques dont la viabilité est limitée.

Les perturbations de faible intensité associées au broutage et au piétinement pourraient favoriser la diminution de la compétition pour l'espace et les nutriments, ce qui pourrait profiter à la céphalanthère d'Austin ou à son champignon hôte. Dans une sous-population où le sous-étage était bien développé, on a observé que le nombre de tiges florifères augmentait lorsque le site était soumis au broutage et qu'il diminuait considérablement après que les brouteurs aient été retirés (COSEWIC, 2000). Cependant, on ignore si le broutage a favorisé la densification subséquente de la couverture au sol, en modifiant les conditions du sol et la végétation.

---

[7] L'horizon Ah correspond à une couche du sol située près de la surface; il est riche en matière organique et de couleur plus foncée que la roche mère.

Figure 5. Habitat caractéristique de la céphalanthère d'Austin, où la végétation de l'étage inférieur est minime. Photo : C. Maslovat.

L'inclinaison des sites hébergeant la céphalanthère d'Austin varie entre 0 et 92 %. Dans le cas de 12 des 20 sous-populations connues, au moins certains sites se trouvent sur des replats à sol profond situés à mi-pente, souvent à moins de 500 m de crêtes. L'espèce se rencontre à faible altitude (30 à 50 m) dans l'île de Vancouver et près du rivage (0 à 20 m) dans les deux sites de l'île Saltspring. Dans la vallée du Fraser, l'altitude des sites varie entre 100 et 560 m (Dunster, 2008a; Phantom Orchid Recovery Strategy, 2008). La plupart des sites hébergeant la céphalanthère d'Austin sont exposés au sud ou au sud-ouest, mais certains autres sont exposés au nord, au nord-est, à l'est et au sud-est. L'apparition des parties aériennes est plus hâtive dans les sites exposés au sud (Dunster, 2008a).

La céphalanthère d'Austin pousse dans des sols loameux humides à mésiques bien drainés. Selon une cartographie prédictive fondée sur une analyse des facteurs environnementaux pertinents (climat, caractéristiques géologiques, sol et couverture forestière) associés aux occurrences connues et faisant appel à des modèles de prédiction de l'habitat et à un SIG, il pourrait exister une corrélation significative entre les sols de la série Lonzo Creek et les occurrences de la vallée du Fraser (Klinkenberg, 2009). Selon les cartes pédologiques de la Colombie-Britannique, dans l'ensemble de son aire de répartition, la céphalanthère d'Austin pousse également dans les sols des séries Poignant (PT), Cannell (CE) et Columbia (CL). Ces sols de type loam sableux se sont formés dans des dépôts fluvioglaciaires graveleux et sont souvent associés à des loams limoneux de la série Abbotsford (AD) et à des sols de type loam limoneux à loam sableux de la série Ryder (RD) (Dunster, 2008a). Dans l'île Saltspring, les sols sont de la série Musgrave (MG), de type loam sableux graveleux à sable loameux graveleux, formés dans des colluvions et des sédiments glaciaires de moins de 100 cm d'épaisseur reposant sur des roches sédimentaires métamorphisées (Dunster, 2008a); dans les deux sites hébergeant la céphalanthère d'Austin, le sol est recouvert d'amas coquilliers et de matière organique (Maslovat, obs. pers., 2013). Au parc provincial Gowlland Tod, dans l'île de Vancouver, le sol est un loam sableux graveleux à drainage rapide de la série Ragbark (RJ), formé dans des colluvions. À la colline Horth, on trouve des sols bien drainés de la série Saanichton (SA), notamment de type loam argileux, formés dans des sédiments marins, ainsi que des loams argileux limoneux de la série Tagner (TT) et des sables loameux graveleux de la série Dashwood Creek (DD) (Dunster, 2008a).

En Europe, certaines espèces du genre *Cephalanthera* poussent uniquement dans des sols calcaires, sur substratum de craie ou de calcaire, mais d'autres espèces se rencontrent dans des sols acides (Phantom Orchid Recovery Team, 2008). Dans la vallée du Fraser, certains sites qui hébergent la céphalanthère d'Austin ont un substratum rocheux renfermant des carbonates (Klinkenberg, 2009). Dans l'île de Vancouver et l'île Saltspring, certains sites semblent présenter un sol peu développé reposant sur des résidus miniers calcaires, de vieux amas coquilliers et un ancien tas de compost ayant reçu de forts apports de chaux (COSEWIC, 2000). L'érable à grandes feuilles, le bouleau à papier et, dans une moindre mesure, le thuya géant peuvent faire augmenter le pH des sols acides et fournir du calcium à la céphalanthère d'Austin, au champignon qui lui est associé et à l'arbre hôte (Dunster, 2008b; Turk *et al.,* 2008). Selon certains chercheurs, l'azote constitue un facteur environnemental important pour la régulation des mycorhizes, et l'augmentation des concentrations d'azote aurait des effets différents selon les espèces de champignons ectomycorhiziens en cause (voir par exemple Avis et Charvat, 2005, Parrent et Vilgalys, 2007, ainsi que Kjoller *et al.,* 2012). On ignore quels sont les effets possibles de la concentration d'azote sur le champignon de la famille des *Thelephoraceae* associé à la céphalanthère d'Austin et sur la floraison de cette plante (Taylor, comm. pers., 2014).

Tendances en matière d'habitat

L'habitat de la céphalanthère d'Austin disparaît rapidement et devient de plus en plus fragmenté. Le développement est rapide dans la vallée du Fraser, et de nouveaux quartiers y apparaissent les uns après les autres; les terrains sur lesquels se trouvent deux sous-populations connues de céphalanthère d'Austin pourraient être subdivisés et faire l'objet d'un développement dans un avenir rapproché. Cette tendance deviendra de plus en plus marquée dans le futur, à mesure que la population humaine continue d'augmenter dans la vallée du Fraser. Selon les prévisions, de 2012 à 2040, la population de la municipalité de Chilliwack (qui contient le plus grand nombre de sites connus hébergeant la céphalanthère d'Austin) augmentera de 4,6 % par année, passant de 48 000 à 133 000 habitants. Durant cette même période, on prévoit un nombre total de mises en chantier de 25 675, dont seulement 1 703 remplaceront des démolitions (City of Chilliwack, 2013). Cette croissance projetée nécessitera nécessairement le développement de superficies de terres considérables. Le rythme du développement sera probablement semblable dans la région d'Abbotsford.

En outre, le développement foncier exerce une pression considérable dans le District régional de la Capitale. Colwood, municipalité où on trouve une seule sous-population de céphalanthère d'Austin, est une des régions où la croissance est la plus rapide en Colombie-Britannique, et l'administration municipale est s'est préparée en vue d'une croissance considérable. On prévoit que le nombre d'élèves du district scolaire augmentera de 55 % entre 2012 et 2022 (City of Colwood, 2014). Dans la péninsule de Saanich, la croissance anticipée de la population est plus modérée et se chiffre à 17 % dans Central Saanich (15 160 habitants en 1996 à 17 700 en 2026) et à 21 % dans North Saanich (10 770 habitants en 1996 à 13 000 en 2026; Capital Regional District, 2001). Dans les îles Gulf, la population devrait passer de 13 870 en 1996 à 19 900 en 2026 (Capital Regional District, 2001).

BIOLOGIE

Les renseignements sur la biologie de la céphalanthère d'Austin ont principalement été recueillis dans le cadre de travaux de terrain visant l'espèce, réalisés en Colombie-Britannique. Ces renseignements ont été enrichis par des données publiées sur l'espèce aux États-Unis et des données sur des espèces apparentées présentes dans d'autres parties du monde.

Cycle vital et reproduction

La céphalanthère d'Austin fleurit de façon sporadique; bien que les tiges florifères indiquent la présence de l'espèce, elles ne représentent pas toute l'étendue des individus sous la surface du sol (Phantom Orchid Recovery Team, 2008), et leur nombre constitue nécessairement une sous-estimation du nombre total d'individus matures dans la sous-population. En effet, en Californie, des épisodes de dormance prolongée ont été observés dans des sous-populations de céphalanthère d'Austin, et le phénomène de dormance n'a été observé chez aucune autre espèce du genre *Cephalanthera* (Coleman, 1995, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008; Winnal, 1999, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008; Shefferson *et al.,* 2005). La dormance prolongée des individus n'a pas été confirmée dans les sous-populations de Colombie-Britannique, mais une fluctuation considérable du nombre de tiges florifères a été constatée d'une année à l'autre (COSEWIC, 2000; Barsanti *et al.,* 2006; Phantom Orchid Recovery Team, 2008), ce qui donne à penser que la dormance existe également dans la population canadienne. En 2013, des tiges florifères ont été observées dans 15 des 16 sous-populations canadiennes ayant fait l'objet de relevés, mais l'espèce n'a pas nécessairement été trouvée dans tous les sites à l'intérieur des sous-populations.

On ignore quels sont les facteurs qui déclenchent la production de tiges florifères chez l'espèce (COSEWIC, 2000; BC CDC, 2013b). Selon Taylor (comm. pers., 1999, *in* COSEWIC, 2000) la production de tiges florifères fluctue en fonction des conditions climatiques annuelles.

La céphalanthère d'Austin produit de nouvelles tiges florifères tout au long de la saison de croissance (Barsanti *et al.,* 2006). De nouvelles tiges florifères ont été observées du début mai (mention la plus hâtive le 7 mai) à la mi-juillet (COSEWIC, 2000; Barsanti *et al.,* 2006; Osterhold, comm. pers., 2013). Il existe un spécimen d'herbier en fleur récolté à Agassiz en août 1926, et des individus florifères ont été observés en septembre à la colline Teapot, mais cette mention n'a pas été confirmée (MacDougall, comm. pers., 2000, *in* COSEWIC, 2000). Les tiges florifères semblent avoir une durée de vie d'environ trois semaines (COSEWIC, 2000; BC CDC, 2013b).

Les pollinisateurs de la céphalanthère d'Austin en Colombie-Britannique sont inconnus (Phantom Orchid Recovery Team, 2008). L'espèce est capable d'auto-pollinisation (Van der Cingel, 2001, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008; Kipping, 1971, *in* Argue, 2012), et des taux considérables d'autofécondation ont été observés chez d'autres espèces du genre *Cephalanthera* (par exemple, Chung *et al.,* 2004). La pollinisation de la céphalanthère d'Austin par de petites abeilles solitaires (*Lasioglossum pillilabre* et *L. nigrescens,* famille des *Halictidae*) a été observée en Californie (Kipping, 1971, *in* Argue, 2012), mais aucune de ces espèces d'abeilles n'a déjà été signalée en Colombie-Britannique (Heron, comm. pers., 2014).

On ignore si le parfum vanillé dégagé par les fleurs attire les pollinisateurs, ou si ce caractère est vestigial (Jersáková *et al.,* 2006, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008). On ignore également si les fleurs de la céphalanthère d'Austin renferment une récompense pour les pollinisateurs ou si elles produisent du pseudopollen pour imiter les plantes qui servent de source de nourriture aux insectes pollinisateurs (van der Cingel, 2001, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008; Argue, 2012). Le nombre de grains de pollen par pollinie est moindre chez les espèces du genre *Cephalanthera* que chez les autres orchidées, ce qui réduit considérablement les probabilités de pollinisation si le pollen est consommé (Johnson et Edwards, 2000, *in* Dunster, 2008b).

La production de capsules et la dispersion des graines s'échelonnent d'août à novembre, et 1 à 16 capsules sont produites par tige florifère (Barsanti et Iredale, 2005; Barsanti *et al.,* 2006). La production de capsules et de gousses est peu fréquente en Colombie-Britannique (COSEWIC, 2000; BC CDC, 2013b). Par exemple, en 2006, des relevés répétés ont été réalisés au cours de la saison de croissance dans 15 sous-populations; seulement 8 des 163 tiges florifères observées ont produit des capsules, et la déhiscence a été confirmée pour seulement 4 de ces capsules (Barsanti *et al.,* 2006).

Le faible taux de grenaison pourrait être attribuable à la raréfaction des pollinisateurs de l'espèce à la limite nord de son aire de répartition (Klinkenberg, 2013). Des individus pollinisés manuellement ont produit des capsules et des graines, mais on ignore la vigueur et la viabilité de ces graines (Herperger, comm. pers., 2004, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008; BC CDC, 2013b).

La longévité des individus de l'espèce est inconnue. La céphalanthère à feuilles en épée (*Cephalanthera longifolia*), espèce apparentée, a une durée de vie de 22 ans (Latr *et al.,* 2008), voire de jusqu'à 37 ans selon certaines estimations (Shefferson *et al.,* 2005). Selon Reddoch (comm. pers., 2014), la platanthère de Hooker (*Platanthera hookeri*) peut vivre jusqu'à 25 ans et probablement plus longtemps, la spiranthe de Case (*Spiranthes casei*) peut vivre environ une dizaine d'années, et la goodyérie pubescente (*Goodyera pubescens*) pourrait vivre une quarantaine d'années, voire beaucoup plus longtemps (Reddoch et Reddoch, 2014). Cependant, Catling (comm. pers., 2013) a évalué, en se fondant sur ses connaissances et son expérience d'autres espèces d'orchidées terrestres, que la durée d'une génération serait de 5 ou 6 ans dans le cas de la céphalanthère d'Austin. Cette estimation tient compte du fait que la céphalanthère d'Austin a besoin de coloniser son milieu et de se reproduire en une période relativement courte ainsi que du temps nécessaire pour qu'un individu issu d'une minuscule graine atteigne la maturité.

Physiologie et adaptabilité

La céphalanthère d'Austin est une plante mycohétérotrophe épiparasitaire qui se nourrit en parasitant un champignon mycorhizien associé à un arbre. La santé de l'arbre et du champignon mycorhizien est essentielle à la survie de l'espèce (Taylor, comm. pers., cité dans Klinkenberg, 2013). Dans le cadre de leur étude sur l'épipactis petit-hellébore (*Epipactis helleborine*), Light et MacConaill (2006, 2011) ont formulé l'hypothèse que l'effet écologique des grands arbres pourrait être essentiel à la persistance des champignons mycorhiziens associés à l'arbre et à l'orchidée et contribuerait donc à prolonger la survie des parties souterraines de l'orchidée.

La plupart des individus ne possèdent que des organes souterrains et produisent rarement des tiges florifères, seules parties visibles de la plante. On ignore quelle est l'étendue de la partie souterraine de la plante, mais celle-ci a été décrite comme un mince rhizome présentant de fines racines charnues éparses (Sheviak et Catling, 2002). En outre, on ignore l'étendue du réseau souterrain de champignons associés à la céphalanthère d'Austin. Chez certains champignons ectomycorhiziens, les individus génétiques peuvent occuper une longueur de plus de 40 mètres sur l'extrémité des racines de leur plante hôte (Taylor, comm. pers., 2014).

Dispersion

Les orchidées produisent un très grand nombre de graines minuscules qui sont dispersées par le vent (Taylor *et al.,* 2002; Chung *et al.,* 2004). Dans le cadre d'une étude de dispersion visant une autre espèce de céphalanthère (*Cephalanthera longibracteata*), les graines étaient dispersées uniquement sur de courtes distances, et la majorité d'entre elles sont tombées à moins de 6 m de la plante parent; cette distance concordait avec la structure génétique de la sous-population étudiée (Chung *et al.,* 2004). Cependant, même si la majorité des graines tombent près de la plante parent, rien n'empêche que des graines puissent être dispersées sur de longues distances.

Les graines sont petites et possèdent des réserves énergétiques limitées; les semis doivent donc s'associer avec un champignon mycorhizien immédiatement après la germination pour pouvoir se nourrir (Taylor *et al.,* 2002; Leake, 2004; Bidartondo et Read, 2008). Chez d'autres espèces de plantes mycohétérotrophes, les graines germent uniquement si des champignons se trouvent dans leurs environs immédiats (Leake, 2004).

Relations interspécifiques

Des chercheurs ont étudié, au moyen d'outils moléculaires, les champignons associés à 26 individus de l'espèce, prélevés dans 11 sites en Californie, en Oregon et dans l'État de Washington; ils ont constaté que la céphalanthère d'Austin était associée à une seule espèce appartenant à la famille de champignons ectomycorhiziens des *Thelephoraceae* (Taylor et Bruns, 1997; Taylor, comm. pers., 2003 *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008). Les champignons de la famille des *Thelephoraceae* se rencontrent uniquement dans les forêts intactes matures ou presque matures (Taylor et Bruns, 1997; Taylor comm. pers., 2014). L'association de la céphalanthère d'Austin avec ce champignon n'a pas été confirmée en Colombie-Britannique.

On ignore quelle espèce d'arbre est associée à la céphalanthère d'Austin par l'entremise du champignon en Colombie-Britannique, mais selon divers auteurs, le bouleau à papier (COSEWIC, 2000), l'érable à grandes feuilles, le thuya géant et le douglas de Menzies (Dunster, 2008b) pourraient constituer des composantes essentielles de l'habitat de la céphalanthère. En outre, certains arbustes pourraient être des composantes importantes de l'habitat de l'espèce. Toutefois, les espèces d'arbustes varient également d'un site à l'autre, et on ne trouve aucun arbuste et très peu de plantes de sous-étage dans plusieurs sites.

Un broutage léger par le bétail pourrait, en dénudant le sol, favoriser la germination et réduire la concurrence pour l'espace et les nutriments et ainsi être bénéfique pour la céphalanthère d'Austin ou son champignon hôte. En outre, il a été avancé que l'augmentation des concentrations d'éléments nutritifs causée par le bétail pourrait avoir un effet positif sur le champignon associé à l'espèce (COSEWIC, 2000). Toutefois, le bétail pourrait aussi avoir des répercussions négatives sur la céphalanthère d'Austin, en compactant le sol, en modifiant les concentrations d'éléments nutritifs du sol et en propageant des plantes exotiques envahissantes. Dans le cas de la plupart des espèces de champignons ectomycorhiziens, l'abondance diminue avec l'augmentation de la fertilité du sol (Taylor, comm. pers., 2014). En outre, le broutage pourrait empêcher les individus de l'espèce de fleurir et de produire des graines. En effet, dans une sous-population de l'île Saltspring, un groupe de quatre tiges florifères poussant à côté d'un sentier de cerfs a été brouté (COSEWIC, 2000). Des marques de dents laissées par un herbivore ont été observées sur une tige brisée dans la sous-population du lac Cultus. En outre, la céphalanthère d'Austin est disparue de deux sites où les arbres ont été coupés et des chèvres ont été mises à pâturer (Ferguson, 2013).

Des pucerons ont été observés sur des individus de l'espèce dans certaines sous-populations de la vallée du Fraser. En 2013, les pucerons ont détruit 25 à 40 % des fleurs dans 3 sites et ont probablement considérablement réduit la capacité de reproduction des individus (Catling, comm. pers., 2013).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

La rédactrice du présent rapport a réalisé des vérifications sur le terrain dans 11 sous-populations, du 15 mai au 15 juin 2013, période où des tiges florifères auraient dû être présentes dans la majorité des sites. Elle a visité certains sites à de multiples reprises et a chaque fois recompté le nombre de tiges florifères. Dans le cas de chaque site connu, elle a mené des relevés dans les milieux propices situés à proximité et a consigné une description de l'habitat, y compris l'orientation, l'inclinaison, les espèces associées, l'altitude, etc. Un certain nombre de personnes (Annschild, Catling, Keogh et Ferguson; tableau 1) ont réalisé des relevés et recueilli des données dans d'autres sous-populations. Une nouvelle sous-population et de nombreux nouveaux sites se trouvant à l'intérieur de sous-populations connues ont ainsi été découverts (Catling, comm. pers., 2013; Ferguson, 2013; Maslovat, obs. pers., 2013). Dans le cas des 4 sous-populations entières et des 5 sites qui n'ont pas été revisités en 2013, les plus récentes données du Centre de données sur la conservation de la Colombie-Britannique ont été utilisées (BC CDC, 2013a; tableau 1).

La taille de la population est fondée sur le total des tiges florifères dénombrées dans chaque site. Dans les cas où plus d'une tige florifère semblait avoir la même base, on a considéré qu'elles formaient une touffe appartenant à un seul individu mature. Cependant, 98 % des tiges florifères étaient séparées des autres tiges par au moins 15 cm et ont donc été considérées comme des individus distincts : cette distinction a été appliquée uniquement par la rédactrice du rapport, et les autres personnes ayant réalisé des relevés ont compté chaque tige florifère.

Comme il est indiqué dans d'autres rapports (par exemple, COSEWIC, 2000; Barsanti *et al.,* 2006) l'émergence des tiges florifère est échelonnée dans le temps, ce qui signifie qu'il est impossible d'obtenir des données précises sur le nombre d'individus matures en réalisant un seul relevé au cours d'une année donnée. Dans chaque localité, le nombre de tiges florifères change au fil du temps, car les tiges à émergence hâtive fanent, et de nouvelles tiges apparaissent. Chaque visite offre un aperçu de la sous-population à un moment donné, et les dénombrements ne peuvent pas être considérés comme une estimation exhaustive du nombre total de tiges florifères (Barsanti *et al.,* 2006; Maslovat, obs. pers., 2013). En outre, certains individus demeurent en dormance et ne produisent pas de tiges florifères, ce qui contribue à la sous-estimation de la taille de la population.

Abondance

Il y a actuellement 20 sous-populations connues de céphalanthère d'Austin au Canada (tableau 1), qui comprennent un total de 76 sites. Aux fins du présent rapport, un site est un groupe d'individus qui a probablement des échanges génétiques ou démographiques avec d'autres groupes d'individus situés à proximité et qui ne peut donc pas être considéré comme une sous-population distincte. Une sous-population peut se composer d'un seul site ou de multiples sites, dont le régime foncier varie souvent.

Le nombre de tiges florifères observées en 2013 dans chaque sous-population varie entre 0 et 76, et la moitié des sous-populations comptaient moins de 10 individus matures (tableau 1). À moins que le nombre de tiges florifères constitue une sous-estimation considérable du nombre d'individus matures, la plupart des sites n'hébergent pas suffisamment d'individus pour que les sous-populations demeurent viables. Une sous-population (mont Shannon) et 3 sites répartis entre deux sous-populations (mont Thom, Chilliwack et Gowlland Todd) sont disparus; dans tous les cas, le nombre de tiges florifères était très faible, ce qui donne à penser que certaines des petites sous-populations ne sont pas viables. Il est probable que les sous-populations sont isolées sur le plan génétique des autres parcelles d'habitat, car la distance moyenne de dispersion des graines est beaucoup plus petite (< 6 m) que la distance entre les sous-populations (> 1 km). Ainsi, la population totale est considérée comme gravement fragmentée (IUCN, 2013). La population se compose majoritairement de sous-populations petites et relativement isolées, et la fragmentation accrue de l'habitat associée aux activités humaines réduit ou élimine la viabilité des sous-populations et la capacité de l'espèce de coloniser de nouveaux sites; ce phénomène est d'autant plus complexe que l'habitat doit supporter l'espèce, son champignon associé ainsi que l'arbre hôte du champignon (voir la section « Immigration de source externe ») .

L'estimation de la population faite en 2013 est plus élevée que ce qui avait été précédemment rapporté (49 tiges florifères dans le rapport de situation du COSEPAC daté de 2000), en raison de l'intensification des activités de recherche. Au total, 311 tiges florifères ont été dénombrées dans 16 sous-populations durant les relevés de 2013. En outre, 4 sous-populations présumées existantes n'ont pas fait l'objet de dénombrements en 2013 : une comptait 30 tiges florifères en 2012 (Kent), une comptait 1 tige florifère en 2008 (rivière Sumas / canal Vedder), une comptait 2 tiges florifères en 2008 (Promontory, Chilliwack), et l'autre comptait 0 tige en 2006 (Mission, Westminster Abbey). En supposant que l'effectif est demeuré stable dans ces quatre sites, le nombre total de tiges florifères est évalué à 344 (tableau 1). Aucun individu de l'espèce n'a été observé dans le site de la colline Horth depuis 2005 et dans le site de Mission Hill depuis 2000. Ces sites n'ont pas fait l'objet de relevés réguliers, et on suppose donc qu'ils pourraient encore héberger des individus, qui étaient en dormance lors des relevés.

Le nombre réel d'individus matures est probablement légèrement inférieur à celui indiqué, car les tiges qui poussent près l'une de l'autre pourraient appartenir au même individu (il faudrait creuser pour déterminer le lien exact entre les tiges, ce qui tuerait probablement la plante). Cependant, si on tient compte de la présence des individus en dormance, le nombre réel d'individus matures pourrait être plus élevé que ce qui est indiqué.

Fluctuations et tendances

Il est difficile d'interpréter les tendances quant à la taille des sous-populations en fonction des données sur le nombre de tiges florifères recueillies au fil du temps. En effet, les techniques de dénombrement variaient d'un observateur à l'autre (tableau 2); en 2006 et 2007, de multiples relevés ont été réalisés dans chaque site, pour que les données soient représentatives du nombre total de tiges florifères (Barsanti *et al.,* 2006; Kerr, 2007). L'émergence des tiges florifères est échelonnée dans le temps, ce qui explique que plus de tiges aient été dénombrées 2006 et 2007 que les autre années, où un seul relevé a été effectué; au total, 361 tiges florifères ont été dénombrées en 2007 (visites multiples), alors que 205 ont été dénombrés en 2013 (une seule visite) dans les mêmes sites.

Tableau 2. Nombre de tiges florifères observées de 1982 à 2013 (le x indique que des individus florifères de l'espèce ont été observés, mais qu'aucun dénombrement n'a été fait). *Les données recueillies en 2006 et 2007 sont plus exhaustives que celle des autres années, car les sites ont été visités plusieurs fois durant la saison. ** Dans le cas des données de 2013, le chiffre indiqué entre parenthèses correspond au nombre total d'individus dénombrés uniquement dans les sites mentionnés dans le rapport de situation précédent, aux fins de comparaison. * Il semble y avoir une certaine confusion quant aux sous-populations dans le rapport de situation précédent – les données du CDC de la Colombie-Britannique sont les mêmes pour la sous-population de Vedder (au pied du versant sud) et celle de Lindell Beach. De même, on présume que la sous-population désignée sous le nom « d'Anderson » dans le rapport précédent correspond à un site du versant sud du mont Tom.**

Site	82	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98		99	00	01	03	04	05	06	07	08	09	11	12	13*
ÎLE DE VANCOUVER																														
1. Gowlland Todd (y compris le site de la carrière)				0						35	17	10	12		11			16	12			7	7	25	20		4	14	7	21 (10)
Propriété des Hill (fait partie du site 1)		4					0	0										0	0											
2. Colwood																			8				0	1						4 (4)
3. Colline Horth																			4	4		3	4	0	0					0
ÎLE SALTSPRING																														

Site	82	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98		99	00	01	03	04	05	06	07	08	09	11	12	13*
4. Débarcadère Musgrave			1			3	8											0	19			1								1 (1)
5. Île Saltspring, mont Tuam																														43
VALLÉE DU FRASER																														
6. Vedder, au pied du versant sud***	6?				11?								5?									2	6	27	127	4				76
7. Lindell Beach	6				11								5												40					4 (0?)
8. Montagne Sumas																							1	6	5					2
9. Pic McKee																					4		0		31		5	2		5
10. Lac Cultus					25	29	3	12	15	x								7						34	52			8		16 (14?)
11. Katherine Tye						15	3	9	10	14			21	2	5			1	5				3	11	10					14 (4)
12. Mont Tom, Chilliwack						1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0				0	0	3					4 (0)
13. Ryder Lake																			3				6	27	21					18 (18)
14. Mont Tom, chemin Southside						7	7	5	x	x		3	5	x		x		9	6	1		12	6	23	49	11				26 (?)
15. Chemin Bench																														24
16. Chilliwack (MDN), site d'instruction																					28	6	4	13	74					53
17. Kent																													30	
18. Rivière Sumas/Canal Vedder																										1				
19.Promontory, Chilliwack																									2	2				
20. Mission, Westminster		15					0	0										0	1				0	0						
21. Mont Shannon											3								0	0			0	0						
Total	**6**	**19**	**1**	**0**	**36**	**55**	**21**	**26**	**25**	**49**	**20**	**13**	**43**	**2**	**16**	**x**		**33**	**58**	**5**	**32**	**31**	**37**	**167**	**434**	**18**	**9**	**24**	**37**	**311 (51)**

En outre, la présence de multiples sites à l'intérieur de chaque sous-population vient encore complexifier la comparaison des données de dénombrement annuelles, car certains observateurs n'ont pas nécessairement visité tous ces sites. Le nombre de sites n'est pas indiqué dans les rapports de situation précédents, ce qui vient rendre la tâche encore plus complexe. De plus, les tiges florifères apparaissent à plusieurs mètres d'écart d'une année à l'autre, ce qui donne à penser qu'elles appartiennent à des individus distincts sur le plan génétique (Erlandson, comm. pers., 2013; Welstead, comm. pers., 2014) et fait en sorte qu'elles peuvent être difficiles à repérer, particulièrement dans les régions où la végétation au sol est dense. Les variations du climat d'une année à l'autre peuvent également avoir une incidence sur le nombre de tiges florifères (COSEWIC, 2000). Pour encore complexifier les choses, l'espèce peut être présente même en l'absence de tiges florifères, car il est possible que les individus puissent demeurer en dormance pendant de longues périodes. Les fluctuations du nombre de tiges florifères pourraient représenter des variations associées au phénomène de floraison plutôt que des fluctuations du nombre d'individus présents, car il est peu probable qu'une floraison annuelle soit essentielle à la survie de l'espèce.

L'espèce semble présenter un certain degré de fluctuation naturelle normal (Taylor, comm. pers., 1999, *in* COSEWIC, 2000). Dans le site qui a le plus régulièrement fait l'objet de relevés par un même observateur et où un seul relevé a été réalisé chaque saison (réserve écologique Katherine Tye), le nombre de tiges florifères observées a varié entre 0 et plus de 100 de 1964 à 1978 (tableau 3). Rien ne permet actuellement d'affirmer que les sous-populations de céphalanthère d'Austin subissent des fluctuations extrêmes (de plus d'un ordre de grandeur).

Tableau 3. Nombre de tiges florifères de céphalanthère d'Austin observées dans la réserve écologique Katherine Tye de 1964 à 1978 (données provenant de Long, 1979, cité dans COSEWIC, 2000). Toutes les observations ont été réalisées par l'ancienne propriétaire du terrain (Katherine Tye), qui a effectué des dénombrements uniformes, en conservant les mêmes emplacements et la même méthode.

Date	N^{bre} de tiges florifères
1964	8
1965	35
1966	75
1967	100+
1968	50
1969	85
1970	60
1971	15
1972	7
1973	0
1974	9
1975	12
1976	22
1977	18
1978	11

Même si les 344 tiges florifères ici signalées constituent une augmentation considérable par rapport aux 49 signalées dans le rapport précédent (COSEWIC, 2000), cette hausse est attribuable à une intensification des activités de recherche plutôt qu'à une hausse du nombre d'individus dans les sites déjà connus.

Depuis la publication du rapport de situation précédent, une sous-population (mont Shannon) a probablement disparu, car aucun individu de l'espèce n'y a été observé depuis 1993, et l'habitat y est gravement dégradé. L'espèce est également disparue de certains sites dans deux des sous-populations mentionnées dans le rapport de situation précédent (lac Quarry et propriété des Hill, dans la sous-population de Gowlland Todd, et 25 A, dans la sous-population de mont Thom, Chilliwack). Aucun individu de l'espèce n'a été observé à la colline Horth depuis 2005 et à Mission, Westminster Abbey, depuis 2000, et ces sous-populations pourraient être disparues. Si on tient compte uniquement des sites mentionnés dans le rapport de situation précédent (tableau 2), le nombre total de tiges florifères est passé de 64 en 1999-2000 à 51 en 2013. Cependant, il faudrait poursuivre le suivi pendant quelques années pour déterminer si cette tendance reflète une variation des conditions saisonnières, des différences entre les techniques de relevé ou un déclin réel.

Immigration de source externe

On ne s'attend pas à ce que la céphalanthère d'Austin puisse bénéficier d'une immigration de source externe. Même si des sites connus se trouvent justes au sud de la frontière (voir la section « Aire de répartition canadienne »), les graines de l'espèce sont petites et sont probablement rarement dispersées sur de longues distances par le vent; selon des études portant sur des espèces apparentées, la dispersion sur de courtes distances prédomine. En outre, les milieux propices à l'espèce, qui doivent héberger son champignon hôte et l'arbre qui y est associé, sont isolés et se trouvent sur des îles considérablement éloignées (par exemple, île de Vancouver et île Saltspring) ou sont séparés par de vastes superficies détruites par le développement urbain (vallée du bas Fraser).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Un calculateur des menaces qui pèsent sur la céphalanthère d'Austin est présenté à l'annexe A. Les chiffres indiqués après chaque menace figurent également dans le calculateur des menaces et correspondent à ceux utilisés par Salafsky *et al.* (2008).

1. Développement résidentiel et commercial (1.1)

Le développement résidentiel constitue encore la principale menace pesant sur la céphalanthère d'Austin. La section « Tendances en matière d'habitat » renferme des renseignements plus détaillés à ce sujet. Dans les régions de Chilliwack et d'Abbotsford, de nouveaux quartiers de vaste envergure apparaissent rapidement dans l'habitat potentiel de la céphalanthère d'Austin, ce qui modifie gravement la topographie et le substrat des milieux naturels. Aucun relevé exhaustif n'a été réalisé dans plusieurs de ces régions, qui hébergeaient peut-être des sous-populations encore inconnues (Phantom Orchid Recovery, Team, 2008; Welstead, comm. pers., 2014). Dans la vallée du Fraser, des terrains privés qui hébergent des sites connus continuent d'être subdivisés et de faire l'objet d'un développement (Ferguson, 2013; Kenny, comm. pers., 2013). En 2011, une demande a été présentée pour que le zonage d'un terrain renfermant une sous-population de céphalanthère d'Austin soit modifié, en vue de la construction de 128 résidences (Fraser Valley Regional District, 2008). Dans l'île Saltspring, une sous-population a été confinée à une petite réserve établie pour protéger l'espèce et a ainsi vu sa taille diminuer, en raison du développement des régions avoisinantes (Annschild, comm. pers., 2013). En outre, dans l'île de Vancouver, le développement pourrait être responsable de la destruction d'au moins un site connu (terrain privé dans la sous-population de Gowlland Todd).

Un certain nombre des sites qui hébergent encore la céphalanthère d'Austin se trouvent dans des banlieues, parfois très près de résidences et de jardins. Il est peu probable que la céphalanthère d'Austin puisse s'établir dans ces sites après la construction; on croit donc que la construction y aurait peu perturbé le substrat, les champignons se trouvant dans le sol, leurs arbre hôtes et les rhizomes de la céphalanthère d'Austin, ce qui aurait permis aux individus de l'espèce de survivre. Dans les sites où la céphalanthère d'Austin pousse à proximité des maisons, les individus pourraient être menacés par les activités d'entretien et de construction, y compris l'abattage d'arbres, l'empilage de débris (broussailles, feuilles, résidus de tonte), l'entretien du jardin (fauchage, application d'herbicides ou d'engrais, etc.) ainsi que la construction de structures associées au jardin, de bâtiments extérieurs, de résidences ou de champs d'épuration. En outre, le piétinement constitue une autre préoccupation dans les terrains privés de banlieue : certains propriétaires ont placé des cages autour des plantes pour les protéger, mais les racines et les champignons qui se trouvent sous la surface du sol peuvent tout de même être endommagés.

2. Activités récréatives (6.1)

Les activités récréatives sont considérées comme une menace moyenne pour l'espèce. L'habitat de la céphalanthère d'Austin peut être endommagé par l'aménagement de sentiers destinés aux randonneurs, aux vélos de montagne et aux motos hors piste, qui perturbent ou compactent le sol. On trouve des sentiers fortement utilisés par les motos hors piste et les vélos de montagne à côté d'au moins trois sous-populations (Barsanti et Iredale, 2005; BC CDC, 2013a; Maslovat, obs. pers., 2013). En outre, des tiges piétinées par des randonneurs ou leur chien ont été observées dans certains parcs provinciaux, à côté de sentiers récréatifs (Hirner, comm. pers., 2013; Maslovat, obs. pers., 2013). Les dommages causés aux tiges florifères compromettent la capacité de reproduction de l'espèce.

En outre, les activités d'entretien des sentiers, notamment l'aménagement de fossés de drainage, qui peuvent modifier le régime hydrologique, et l'élimination d'arbres, qui pourraient être des arbres hôtes et produisent la litière de feuilles, pourraient nuire à la céphalanthère d'Austin (Ceska, comm. pers., 2005; Ceska, 2008, *in* Phantom Orchid Recovery Strategy, 2008).

3. Espèces végétales exotiques envahissantes (8.1)

Les plantes terrestres envahissantes sont considérées comme une menace moyenne à mineure. Les plantes exotiques envahissantes peuvent entrer en concurrence avec la céphalanthère d'Austin ou les plantes hôtes de son champignon ou encore modifier la composition de la communauté végétale. Un petit nombre d'individus des plantes herbacées non graminoïdes suivantes ont été observés à proximité de la céphalanthère d'Austin : géranium de Robert (*Geranium robertianum*), gaillet gratteron (*Galium aparine*), anthrisque des bois (*Anthriscus sylvestris*) et renoncule rampante (*Ranunculus repens*). Des plantes ornementales envahissantes, notamment le lamier (*Lamium* sp.) et la grande pervenche (*Vinca major*), ont également été observées à proximité de la céphalanthère d'Austin dans certains sites (Ferguson, 2013; Maslovat, obs. pers., 2013). On ignore quels sont les effets de ces espèces envahissantes sur la céphalanthère d'Austin, mais on a constaté que les tiges florifères semblaient moins robustes dans les sites où la couverture d'espèces exotiques envahissantes était dense (Maslovat, obs. pers., 2013).

En outre, des espèces ligneuses envahissantes, notamment le noisetier commun (*Corylus avellana*), le houx commun (*Ilex aquifolium*), la ronce discolore (*Rubus armeniacus*) et le lierre commun (*Hedera helix*), ont été signalées dans un certain nombre de sites hébergeant la céphalanthère d'Austin (Barsanti et Iredale, 2005; Ferguson, 2013; Knopp, comm. pers., 2013; Maslovat, obs. pers., 2013). On ignore les effets de ces espèces ligneuses sur l'espèce, mais elles pourraient entrer en compétition avec la céphalanthère d'Austin ou la plante hôte de son champignon associé, en plus de modifier la structure de l'habitat.

4. Exploitation forestière et récolte du bois (5.3)

L'exploitation forestière et la récolte du bois sont considérées comme des menaces mineures pour l'espèce. La coupe à blanc et l'exploitation forestière sélective menacent directement et indirectement la céphalanthère d'Austin. Cette menace est la plus forte dans la vallée du Fraser, mais elle pourrait aussi toucher la sous-population qui se trouve sur un terrain privé dans l'île Saltspring.

L'exploitation forestière peut notamment avoir les effets directs suivants : modification des conditions du site, par exemple la modification du régime hydrologique associée à l'élimination d'arbres situés plus haut sur la pente ou à proximité des sous-populations; élimination ou la perturbation des arbres hôtes; destruction du ou des champignons hôtes, de façon directe ou par la modification du régime hydrologique ou des conditions d'ensoleillement; destruction directe de l'habitat (Dunster, 2008b). Même l'exploitation sélective peut irréversiblement endommager les arbres hôtes ou perturber le réseau de champignons ectomycorhiziens (Dunster, 2008b).

Les activités d'exploitation réalisées à proximité de l'espèce pourraient avoir comme effet indirect la création d'un effet de bordure (Chen *et al.,* 1992, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008), qui pourrait modifier les conditions favorables à la croissance de l'arbre hôte et du champignon qui lui est associé ou favoriser les plantes concurrentes du sous-étage (Phantom Orchid Recovery Team, 2008). Ces activités pourraient également contribuer à la fragmentation de l'habitat, à la perte de connectivité entre les sites et les sous-populations, à la perte de pollinisateurs, à l'introduction d'espèces envahissantes concurrentes et à l'intensification de l'herbivorie; en outre, certains traitements effectués après la coupe, comme l'application d'herbicides et l'ensemencement d'espèces exotiques, pourraient nuire à la céphalanthère d'Austin (Phantom Orchid Recovery Team, 2008).

5. Espèces indigènes (brouteurs) problématiques (8.2)

La prolifération de cerfs est considérée comme une menace mineure. Le cerf à queue noire (*Odocoileus hemionus columbianus*) consomme les tiges florifères de l'espèce (COSEWIC, 2000; Knopp, comm. pers., 2013; Maslovat, obs. pers., 2013), ce qui limite la capacité de reproduction de l'espèce. Les populations de cerfs sont en croissance dans certaines régions, en raison du déboisement, qui crée des milieux de lisière, et de la diminution du nombre de prédateurs à proximité des régions habitées. Cependant, le cerf pourrait jouer un rôle dans l'écologie de la céphalanthère d'Austin, car des individus de l'espèce ont été observés dans des zones où des cerfs s'étaient couchés et le long de sentiers créés par le passage des cerfs (Phantom Orchid Recovery Team, 2013). Les cerfs peuvent brouter les inflorescences avant que les graines ne se soient développées et piétiner les tiges florifères (COSEWIC, 2000; Barsanti *et al.,* 2006; Maslovat, obs. pers., 2013).

6. Élevage du bétail (2.3)

L'élevage du bétail est considéré comme une menace mineure pour l'espèce. On ignore quel est le lien exact entre l'abondance de la céphalanthère d'Austin et le pâturage du bétail (chevaux, bovins et chèvres). Dans la plupart des sites, sauf certains, la céphalanthère d'Austin pousse dans des zones où la végétation du sous-étage est clairsemée, et les individus de l'espèce pourraient être sensibles à la concurrence exercée par d'autres plantes. Le retrait du bétail dans la réserve écologique Katherine Tye et certains terrains privés faisant partie de la même sous-population semble avoir entraîné une diminution considérable du nombre d'individus de l'espèce et une forte augmentation des végétaux du sous-étage concurrents (Barsanti et Iredale, 2005; Barsanti *et al.,* 2006, Hayens, comm. pers., *in* Ferguson, 2013). Toutefois, dans deux des sites privés, la céphalanthère d'Austin a disparu d'une zone où les arbres ont été coupés et des chèvres ont été mises à pâturer (Ferguson, 2013).

Les autres menaces ont un effet négligeable sur la population canadienne dans son ensemble, mais sont mentionnées en raison des répercussions qu'elles ont eues sur certaines sous-populations.

7. Cueillette de plantes terrestres (5.2)

Des trous creusés dans le sol ont été observés à un emplacement où la céphalanthère d'Austin avait été signalée. On suppose que des producteurs d'orchidée ont tenté de transplanter des individus sauvages, mais en l'absence du champignon hôte et de l'arbre auquel celui-ci s'associe, ces tentatives seront infructueuses (Phantom Orchid Recovery Team, 2008). On a observé à proximité des signes laissant croire que d'autres espèces ont également été récoltées (probablement pour en faire le commerce, car un grand nombre de plantes ont été prélevées), et des tiges florifères de la céphalanthère d'Austin ont été piétinées (COSEWIC, 2000). En outre, les individus de l'espèce pourraient être intentionnellement éliminés dans certains terrains privés, pour que la subdivision des terrains ne soit pas interdite en raison de la présence de l'espèce.

8. Corridors de transport et de service (4.1)

Dans deux terrains privés, la céphalanthère d'Austin pousse en bordure de la route, et les tiges florifères ont été fauchées par des préposés à l'entretien de la municipalité (Hayens, comm. pers., 2013, *in* Ferguson, 2013; Osterhold, comm. pers., 2013).

9. Exploitation de mines et de carrières (3.2)

Un des sites (rivière Sumas / canal Vedder) fait partie d'une carrière en activité. Pour extraire la roche, une coupe à blanc est réalisée, puis le site est dynamité. Une zone a été délimitée pour protéger la céphalanthère d'Austin, mais cette protection repose sur la coopération volontaire de l'entreprise minière. Des activités d'exploitation forestière et de construction de chemins semblent avoir été récemment (2013) effectuées près du site hébergeant la céphalanthère d'Austin, mais aucun relevé n'a été réalisé pour déterminer si ces activités avaient eu des répercussions sur la sous-population (Welstead, comm. pers., 2014).

Des droits miniers ont été accordés un peu partout dans la région de Chilliwack; il est donc possible que la céphalanthère d'Austin soit menacée par d'autres activités d'exploitation minière dans l'avenir. En outre, l'habitat de l'espèce pourrait être touché par la construction d'installations indépendantes de production d'électricité dans l'avenir (Welstead, comm. pers., 2014).

10. Tempêtes et inondations (11.4)

Dans trois des sous-populations, on a observé un nombre de chablis plus élevé que le niveau naturel (BC CDC, 2013a). Ce phénomène peut endommager les arbres et les champignons associés à la céphalanthère d'Austin, mais on ignore l'ampleur de ses effets sur l'espèce.

Facteurs limitatifs

<u>Sous-populations petites et isolées</u>

Au Canada, la population de céphalanthère d'Austin est extrêmement petite et compte au total seulement 344 tiges florifères (voir la section « Abondance »; tableau 1). La population se divise en sous-populations isolées, réparties entre trois régions distinctes (2 îles et vallée du Fraser). Les sous-populations petites et isolées sont particulièrement vulnérables aux événements stochastiques catastrophiques, et leur diversité génétique est souvent faible. Même si la céphalanthère d'Austin est peut-être autogame, les pollinisateurs pourraient être insuffisants dans les petites sous-populations isolées. En outre, la céphalanthère d'Austin pourrait être vulnérable aux changements climatiques.

Menaces pesant sur les espèces associées

Pour survivre, la céphalanthère d'Austin dépend entièrement des champignons des arbres auxquels elle est associée. Si les conditions ne conviennent pas au champignon hôte (sites frais, humides et ombragés) ou si le champignon subit des perturbations ou est menacé par des agents pathogènes introduits, la santé de la céphalanthère d'Austin en souffrira (Taylor, comm. pers., 2005, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008). En outre, les activités qui ont des répercussions sur l'arbre associé (espèce encore inconnue) auront par ricochet une incidence sur la santé et la vigueur de la céphalanthère d'Austin (Phantom Orchid Recovery Team, 2008).

Nombre de localités

Plusieurs des 20 sous-populations de céphalanthère d'Austin se composent de multiples sites, qui se trouvent souvent sur des terrains adjacents appartenant à des propriétaires distincts. En effet, dans l'aire de répartition globale de l'espèce, le régime foncier et le propriétaire des terrains sur lesquels se trouvent les 20 sous-populations varient d'un site à l'autre, de sorte que la menace que constitue le développement foncier est particulière à chaque site (tableau 4). Ainsi, le nombre de localités, définies par le COSEPAC comme des zones particulières du point de vue géographique dans lesquelles un seul phénomène menaçant peut affecter rapidement tous les individus présents (COSEWIC, 2013), est de 36 (tableau 4).

Tableau 4. Nombre de sites et menaces principales.

Nom et numéro de la sous-population	Nombre de sites de chaque type de régime foncier (36 localités)	Principale menace
1. Parc provincial Gowlland Todd	4 parcs provinciaux	Activités récréatives
	2 terrains privés (propriété des Hill et lac Quarry)	Disparue
2. Colwood	1 terrain privé	Développement résidentiel et commercial : activités du propriétaire
3. Colline Horth, North Saanich	1 parc régional	Activités récréatives
4. Île Saltspring, débarcadère Musgrave	3 terres de la Couronne provinciales	Développement résidentiel et commercial : population petite et isolée
5. Île Saltspring, mont Tuam, à 2,4 km à l'ouest	2 terrains privés	Développement résidentiel et commercial : activités du propriétaire Exploitation forestière et récolte du bois possibles dans le futur
6. Montagne Vedder, au pied du versant sud	6 terres de la Couronne provinciales (plusieurs parcelles)	Exploitation forestière et récolte du bois
	1 terrain privé, propriétaire AA	Inconnue

Nom et numéro de la sous-population	Nombre de sites de chaque type de régime foncier (36 localités)	Principale menace
	1 terrain privé, propriétaire AB	Inconnue
	2 statut de propriété inconnu	Inconnue
7. Lindell Beach, à l'ouest du lac Cultus	2 terrains privés	Développement résidentiel et commercial
8. Montagne Sumas, sentier Ryder	2 terres de la Couronne provinciales	Activités récréatives
9. Pic McKee, versant sud-ouest	1 terres de la Couronne municipales	Espèces végétales envahissantes
	3 terrains privés, propriétaire BA	Développement résidentiel et commercial
	1 terrain privé, propriétaire BB	Développement résidentiel et commercial
10. Parc provincial de Cultus Lake, colline Teapot	6 parcs provinciaux	Activités récréatives
11. Réserve écologique Katherine Tye, Chilliwack	5 réserves écologiques	Espèces végétales exotiques envahissantes
	1 terrain privé, propriétaire CA	Espèces végétales exotiques envahissantes
	1 terrain privé, propriétaire CB	Espèces végétales exotiques envahissantes / Exploitation forestière et récolte du bois
	1 terrain privé, propriétaire CC	Développement résidentiel et commercial
	1 terrain privé, propriétaire CD	Développement résidentiel et commercial
12. Mont Tom, Chilliwack (mont Thom 2)	2 parcs régionaux	Activités récréatives / Développement résidentiel et commercial : petite sous-population isolée
	1 terrain privé	Disparue
13. Ryder Lake, à 1,5 km au nord-ouest (mont Thom 4)	2 terrains privés	Corridors de transport et de service
14. Mont Tom, chemin Southside (mont Thom 3, 5 et 6)	1 terrain privé, propriétaire DA	Développement résidentiel et commercial : activités du propriétaire
	1 terrain privé, propriétaire DC	Inconnue
	1 terrain privé, propriétaire DD	Inconnue
	4 terrains privés, propriétaire DE	Espèces végétales exotiques envahissantes
	4 terrains privés, propriétaire DF	Développement résidentiel et commercial : activités du propriétaire
	3 terrains privés, propriétaire DG	Élevage du bétail

Nom et numéro de la sous-population	Nombre de sites de chaque type de régime foncier (36 localités)	Principale menace
15. Chemin Bench	1 terrain privé	Inconnue
16. Chilliwack, MDN, site d'instruction	5 terrains fédéraux	Activités récréatives
17. Kent	Statut de propriété inconnu	Inconnue
18. Rivière Sumas / Canal Vedder, à 1,4 km au sud-ouest de la rivière (carrière Pumptown est)	1 terrain privé	Exploitation de mines et de carrières / Exploitation forestière et récolte du bois
19. Promontory, Chilliwack (mont Thom 7)	1 terrain privé	Développement résidentiel et commercial
20. Mission, Westminster Abbey	1 terrain privé	Cueillette de plantes terrestres / Développement résidentiel et commercial : activités du propriétaire

Plusieurs des menaces sont localisées et se limitent à une parcelle précise. Dans le cas de la plupart des terres publiques (les parcs provinciaux, les parcs régionaux, les terres fédérales et un site situé sur des terres de la Couronne provinciales), les principales menaces sont associées aux activités récréatives, notamment le piétinement par les randonneurs, les chiens et les cyclistes. Même si plusieurs parcelles de terres publiques sont soumises à la même menace, elles sont distinctes sur le plan géographique et sont donc considérées comme des localités distinctes.

Au moins deux terrains risquent d'être touchés par le développement foncier, car les propriétaires ont l'intention de subdiviser leur propriété dans un proche avenir. Les autres localités sont menacées par les activités forestières destinées à dégager la vue, le surpâturage du bétail, la cueillette de plantes ainsi que la modification de l'habitat associée aux activités des propriétaires fonciers, qui varient en fonction de leurs intentions et de leurs priorités. Toutes ces menaces sont essentiellement circonscrites à l'intérieur des limites des propriétés, sauf dans le cas de l'exploitation forestière, qui peut entraîner des effets de bordure dans les lots adjacents. Les plantes envahissantes constituent une menace d'envergure légèrement plus grande, car leurs propagules peuvent facilement franchir les limites des propriétés. On ignore la menace principale dans le cas de sept sites, répartis entre quatre sous-populations.

Dans la réserve écologique Katherine Tye (terres publiques) et le terrain privé adjacent, la principale menace qui pèse sur l'espèce est la propagation des plantes envahissantes, associée à l'arrêt du pâturage. L'étendue de cette menace est légèrement plus grande que celles des autres, car plusieurs lots servaient au pâturage, et la dispersion des propagules de ces plantes n'est pas restreinte par les limites entre les propriétés. Dans le deuxième site qui se trouve sur des terres de la Couronne provinciales (habitat faunique), les activités forestières entraînent des effets de bordure, et ces effets pourraient aussi se faire sentir dans d'autres sites à proximité. Dans le troisième site qui se trouve sur des terres de la Couronne provinciales (petite réserve), le caractère petit et isolé de la sous-population de céphalanthère d'Austin constitue la principale menace. Les terres de la Couronne municipales qui hébergent la céphalanthère d'Austin sont occupées par une emprise de transport d'électricité; ce site est protégé du développement, mais l'espèce y est menacée par les plantes envahissantes.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

La céphalanthère d'Austin figure à l'annexe II de la *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction* (CITES, 2013).

La céphalanthère d'Austin est inscrite comme espèce menacée (mai 2000) à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada. L'habitat essentiel de l'espèce n'a pas encore été désigné dans un programme de rétablissement fédéral.

Un programme de rétablissement provincial, à l'état d'ébauche, a été préparé pour la céphalanthère d'Austin (Phantom Orchid Recovery Team, 2008). Certaines mesures proposées dans ce programme de rétablissement ont déjà été mises en œuvre :

- Une ébauche des pratiques de gestion optimales pour la céphalanthère d'Austin a été mise au point (Klinkenberg et Klinkenberg, 2006).
- De 2005 à 2008, on a réalisé une surveillance écologique dans certaines sous-populations de céphalanthère d'Austin, et on a communiqué avec les propriétaires de certains terrains hébergeant l'espèce (Barsanti et Iredale, 2005; Barsanti *et al.,* 2006; Kerr, 2007; Slater, 2008, *in* Phantom Orchid Recovery Team, 2008). Des efforts continus ont notamment été déployés pour dénombrer avec précision le nombre de tiges florifères au cours d'une saison entière et pour faire le suivi de la production de capsules et de graines.
- Des parcelles permanentes ont été établies dans de nombreuses sous-populations, pour faire le suivi des changements au fil du temps. Un marquage a été entrepris, pour que les tiges florifères puissent être dénombrées avec exactitude au cours d'une même saison; cependant, il était difficile de faire le suivi dans les parcelles permanentes, car les tiges apparaissaient à divers endroits.

- Des cartes de prédiction ont été préparées pour les sous-populations de la vallée du Fraser (Klinkenberg, 2009).
- Une brochure informative destinée au public a été distribuée (Fraser Valley Conservancy, 2009).
- Dans le cas de certains sites, l'habitat essentiel, y compris une zone tampon de 200 m, a été désigné de façon préliminaire.

La céphalanthère d'Austin n'est pas protégée aux termes de la *Forest and Range Practices Act* et n'est pas inscrite à titre d'espèce sauvage désignée (Identified Wildlife Species) en vertu de la *Wildlife Act* de Colombie-Britannique; toutefois, la protection de l'espèce a été recommandée (Phantom Orchid Recovery Team, 2008; Province of British Columbia, 2013).

Statuts et classements non juridiques

En Colombie-Britannique, la céphalanthère d'Austin est cotée S2 (en péril) à l'échelle provinciale, figure sur la liste rouge du Centre de données sur la conservation de la province et a été classée parmi les espèces de niveau de priorité 2 dans le cadre de conservation (Conservation Framework) de la province (BC CDC, 2013b). Au Canada, l'espèce est cotée N2 (en péril; NatureServe, 2012). En outre, la céphalanthère d'Austin est classée « en péril » (cote 1) au Canada et en Colombie-Britannique en vertu du Programme sur la situation générale des espèces (National General Status Working Group, 2012).

La céphalanthère d'Austin est cotée G4 (apparemment non en péril) à l'échelle mondiale, mais n'a reçu aucune cote en Californie, en Oregon et dans l'État de Washington. Elle est cotée S3 (vulnérable) en Idaho (NatureServe, 2012). L'espèce ne fait l'objet d'aucun suivi dans l'État de Washington, car, selon les autorités, l'espèce est suffisamment répandue et abondante dans l'État pour être considérée comme non en péril (Arnett, 2013).

La céphalanthère d'Austin n'a pas encore été évaluée aux fins de l'établissement de la liste rouge de l'UICN (IUCN, 2013).

Protection et propriété de l'habitat

Le niveau de protection actuellement accordé à l'habitat de la céphalanthère d'Austin n'est pas suffisant pour assurer la survie à long terme de l'espèce. La répartition de la céphalanthère d'Austin fait en sorte que l'espèce se rencontre des terrains appartenant à divers propriétaires, notamment 22 propriétaires privés, et la menace que constitue le développement est particulière à chaque site.

Les terrains qui ne sont pas privés se divisent comme suit (nombre de sous-populations entre parenthèses) : parcs provinciaux (2), parcs régionaux (2), terres de la Couronne provinciales (3), terres de la Couronne municipales (1), terrain appartenant à Nature Trust of BC et géré par BC Parks Ecological Reserve (1) et terrain appartenant au ministère de la Défense nationale (1).

Dans la sous-population de la montagne Vedder, certains sites se trouvent sur des terres de la Couronne, dans une zone d'habitat faunique, et sont actuellement protégés de l'exploitation forestière (BC CDC, 2013a). Cependant, cette zone d'habitat faunique a été créée pour protéger le castor de montagne (*Aplondontia rufa*), qui n'est plus inscrit à titre d'espèce sauvage désignée (Identified Wildlife Species) dans le cadre de la Stratégie de gestion des espèces sauvages désignées (Identified Wildlife Management Strategy). La céphalanthère d'Austin n'a pas actuellement le titre d'espèce sauvage désignée, de sorte qu'aucune mesure législative ne pourrait empêcher la révocation du statut de zone d'habitat faunique (Welstead, comm. pers., 2014).

La sous-population de céphalanthère d'Austin qui se trouve sur le terrain appartenant au ministère de la Défense nationale est protégée aux termes des interdictions générales de la *Loi sur les espèces en péril* (Government of Canada, 2012).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

La rédactrice du rapport remercie Environnement Canada d'avoir commandé et financé le présent rapport.

Elle voudrait également remercier les personnes ci-dessous, qui lui ont fourni des données ou de l'aide pour la préparation du présent rapport.

Jenifer Penny et Katrina Stipec, du Centre de données sur la conservation de la Colombie-Britannique, lui ont fourni des données et leur appui durant le projet. Un grand merci à Malissa Smith et Kym Welstead, qui ont déployé des efforts considérables pour fournir des renseignements généraux et des conseils sur les travaux de terrain. Merci aussi à Brian et Rose Klinkenberg, pour leur travail exhaustif dans le cadre de la préparation des deux rapports de situation précédents sur la céphalanthère d'Austin, de l'ébauche du programme de rétablissement ainsi que d'autres documents pertinents sur l'espèce. Bruce Bennett a fourni d'importants conseils sur les méthodes de dénombrement des individus et de délimitation des sous-populations, en plus d'avoir fait une révision minutieuse des premières ébauches du présent rapport. La rédactrice remercie tout particulièrement Jenny Wu, pour la patience sans limites et l'expertise dont elle a fait preuve durant la préparation des cartes de répartition et le calcul des superficies.

La rédactrice tient également à remercier les nombreux bénévoles qui ont offert leur temps dans le cadre des relevés visant la céphalanthère d'Austin, notamment Malissa Smith, Greg Ferguson, Joy Newham, Tony MacLeod, Laura Matthias, Joanna Hirner, Joe Benning, Kathy Wilkinson, Stan Olsen, Jason Osterhold et Denis Knopp.

Elle remercie particulièrement Greg Ferguson, pour les relevés de grande envergure qu'il a réalisés et les comptes-rendus détaillés qu'il a fournis. Merci à Robin Annschild, Paul Catling, Joanna Hirner, Ruth Keogh, Kevin deBoer, Dean Nernberg et Glenna Erlandson pour les renseignements détaillés qu'ils ont fournis sur les emplacements où pousse la céphalanthère d'Austin. Merci aussi à Brian Brett, qui a autorisé l'accès à sa propriété pour la recherche de l'espèce.

EXPERTS CONTACTÉS

Annschild, Robin. Biologiste, Saltspring Island Conservancy, île Saltspring, Colombie-Britannique.

Bennett, Bruce. Coprésident du Sous-comité de spécialistes des plantes vasculaires, COSEPAC, Whitehorse, Yukon.

Brett, Brian. Propriétaire foncier, île Saltspring, Colombie-Britannique.

Catling, Paul. Chercheur et conservateur, biodiversité, programme national sur la santé de l'environnement, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, Ontario.

Doubt, Jennifer. Responsable des collections, Section de la botanique, Musée canadien de la nature, Ottawa, Ontario.

Erlandson, Glenna. Technicienne en ressources naturelles, 1er groupe de soutien de secteur, ministère de la Défense nationale, Chilliwack, Colombie-Britannique.

Fraser, Dave. Chef d'unité, Scientific Authority Assessment, Ecosystem Branch, Ministry of Environment, Victoria, Colombie-Britannique.

Jones, Neil. Chargé de projets scientifiques et coordinateur du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones, COSEPAC, Gatineau, Québec.

Kirkby, Jan. Écologiste du paysage, Environnement Canada, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Delta, Colombie-Britannique.

Millikin, Rhonda. Chef, Évaluation des populations, Environnement Canada, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Colombie-Britannique.

Miskelly, James.Biologiste de la conservation, ministère de la Défense nationale, Victoria, Colombie-Britannique.

Nantel, Patrick. Biologiste de la conservation, Programme des espèces en péril, Parcs Canada, Gatineau, Québec.

Nernberg, Dean. Agent des espèces en péril, Direction générale de l'environnement, Direction de la gérance de l'environnement, Quartier général de la Défense nationale, Ottawa, Ontario.

Sadler, Kella. Biologiste principale des espèces en péril, Unité de rétablissement des espèces en péril, Environnement Canada, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Delta, Colombie-Britannique.

Schnobb, Sonia., Adjointe administrative, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau, Québec.

Stipec, Katrina. Centre de données sur la conservation de la Colombie-Britannique, Ministry of Environment, Victoria, Colombie-Britannique.

Welstead, Kym. Présidente de l'Équipe de rétablissement de la céphalanthère d'Austin, biologiste des espèces en péril, Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, Surrey, Colombie-Britannique.

Wu, Jenny. Chargée de projets scientifiques, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau, Québec.

SOURCES D'INFORMATION

Arnett, J., comm. pers. 2013. *Correspondance par courriel adressée à B. Bennett*. Octobre 2013. Rare Plant Botanist, Washington Natural Heritage Program. Olympia, Washington.

Annschild, R., comm. pers. 2013. *Correspondance par courriel adressée à C. Maslovat.* Juin 2013. Biologist, Saltspring Island Conservancy. Saltspring Island, British Columbia.

Argue, C.L. 2012. The Pollination Biology of North American Orchids: Volume 2 North of Florida and Mexico. Springer, New York, Dordrecht, Heidelberg, London. ix + 202 pp.

Avis, P. et E. Charvat. 2005. The response of ectomycorrhizal fungal inoculum to long-term increases in nitrogen supply. Mycologia 97(2): 329-337.

Barsanti, J. et F. Iredale. 2005. Inventory and Monitoring of the Phantom Orchid (*Cephalanthera austiniae* (A. Gray) Heller) in Canada. Unpublished BC Conservation Corps report by the submitted to the BC Ministry of Environment. 31pp.

Barsanti, J., S. Pinkus, J. Neilson et N. Sands. 2006. Population and Site Assessment of the Phantom Orchid (*Cephalanthera austiniae* (A. Gray) Heller) in Canada. Unpublished BC Conservation Corps report by the submitted to the BC Ministry of Environment, BC Conservation Foundation. 63 pp.

BC CDC (BC Conservation Data Centre). 2013a. Element occurrence records. BC CDC, Victoria, BC.

BC CDC (BC Conservation Data Centre) 2013b. Species Summary: *Cephalanthera austiniae*. BC. Ministry of Environment. Site Web : a100.gov.bc.ca/pub/eswp/ [consulté en mars 2013].

Bidartondo M.I. et D.J. Read. 2008. Fungal specificity bottlenecks during orchid germination and development. Molecular Ecology 17:3707-3716.

Capital Regional District. 2001. Demographics: Population Forecast, 2026 Capital Region. Site Web : https://www.crd.bc.ca/docs/default-source/regional-planning-pdf/Population/Population-PDFs/population-forecast-2026-.pdf?sfvrsn=0 [consulté en avril 2014].

Catling, P.M., comm. pers. 2013. *Correspondance par courriel adressée à C. Maslovat.* Octobre 2013. Research Scientist and Curator, Biodiversity, National Program on Environmental Health, Agriculture and Agri-food Canada. Ottawa, Ontario.

Chung, M.Y., J.D. Nason et M.G. Chung. 2004. Spatial genetic structure in populations of the terrestrial *Cephalanthera longibracteata* (Orchidaceae). American Journal of Botany 91 (1):52-57.

CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). 2013. CITES Species Database. Site Web : www.cites.org/eng/resources/species.html [consulté en octobre 2013]. (Également disponible en français : CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction). 2013. Base de données sur les espèces CITES. Site Web : http://checklist.cites.org/#/fr.)

City of Chilliwack. 2013. Population and Household Projections. Unpublished data provided by the City of Chilliwack.

City of Colwood. 2014. Colwood is Open for Business. Site Web : http://www.colwood.ca/city-services/colwood-open-business [consulté en avril 2014].

COSEWIC. 2000. COSEWIC assessment and update status report on the Phantom Orchid *Cephalanthera austiniae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 21 pp.

COSEWIC. 2013. Status Reports: Definitions and Abbreviations. Site Web : http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct2/sct2_6_e.cfm [consulté en septembre 2014]. (Également disponible en français : COSEPAC. 2013. Rapports de situation – Définitions et abréviations. Site Web : http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct2/sct2_6_f.cfm.)

Douglas, G., D. Meidinger et J. Pojar. 2001. Illustrated Flora of British Columbia: Volume 7 Monocotyledons (Orchidaceae through Zosteraceae). BC Ministry of Sustainable Resource Management and Ministry of Forests. Victoria BC. 379 pp.

Dunster, K. 2008a. Preliminary Partial Survival Habitat Identification for Phantom Orchid (*Cephalanthera austiniae*). Unpublished draft report prepared by the Phantom Orchid Recovery Team. November 15, 2008. vii + 12 pp.

Dunster, K. 2008b. *Cephalanthera austiniae:* Survival Habitat Literature Review. Unpublished report prepared by the Phantom Orchid Recovery Team. 27pp.

Erlandson, G., comm. pers. 2013. *Correspondance par courriel adressée à C. Maslovat.* Mai 2013. Natural Resource Technician. 1 Area Support Group, Department of National Defence. Chilliwack, British Columbia.

Ferguson, G. 2013. Inventory, Monitoring and Habitat Assessment of Phantom Orchid (*Cephalanthera austiniae*) in Southwestern British Columbia. Draft report submitted to the British Columbia Ministry of Environment and Environment Canada. iv + 29pp.

Fraser Valley Conservancy. 2009. Have You Seen The Phantom? Public outreach brochure. Fraser Valley Conservancy. Abbotsford BC.

Fraser Valley Regional District. 2008. Development Approvals. Site Web : http://www.fvrd.com/InsidetheFVRD/DevelopmentApprovals/Pages/default.aspx [consulté en octobre 2013].

Government of Canada. 2012. Species at Risk Public Registry. Site Web : http://www.sararegistry.gc.ca/involved/you/fedland_e.cfm [consulté en septembre 2014]. (Également disponible en français : Gouvernement du Canada. 2012. Registre public des espèces en péril. Site Web : http://www.sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=24F7211B-1.)

Heron, J. comm. pers. 2014. *Correspondance par courriel adressée à B. Bennett*. 18 novembre 2014. BC Ministry of Environment Ecosystem Protection & Sustainability Branch, Vancouver, BC.

Hirner, J., comm. pers. 2013. *Correspondance par courriel adressée à C. Maslovat.* Juillet 2013. Conservation Specialist, BC Parks. Vancouver, British Columbia.

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. Site Web : www.iucnredlist.org/ [consulté en mars 2013].

Kenny, A., comm. pers. 2013. *Conversation en personne avec C. Maslovat.* Mai 2013. Private landowner. Abbotsford, British Columbia.

Kerr, T. 2007. Inventory, Monitoring and Habitat Assessment of Phantom Orchid (*Cephalanthera austiniae* (A. Gray) Heller) in Canada. Unpublished BC Conservation Corps report submitted to the BC Ministry of Environment. 50 pp.

Kjoller, R. L. Nilsoon, K. Hansen, I. Kappel Schmidt, L. Vesterdal et P. Gundersen. 2012. Dramatic changes in ectomycorrhizal community composition, root tip abundance and mycelial production along a stand-scale nitrogen deposition gradient. New phytologist. Site Web : http://nature.berkeley.edu/brunslab/mycorrhizal/papers/kjoller2012.pdf [consulté en avril 2014].

Klinkenberg, R. et B. Klinkenberg. 2006. Best Management Practices Guidelines for Phantom Orchid in Urban and Rural Areas. Draft unpublished report prepared for the Phantom Orchid Recovery Team. Vancouver, BC. 3 pp.

Klinkenberg, B. 2009. Predictive Mapping of Potential Locations for Phantom Orchid (*Cephalanthera austiniae*) in the Lower Fraser Valley of British Columbia. Unpublished report prepared for the BC Ministry of Environment and the National Phantom Orchid Recovery Team. Vancouver, BC. v + 26 pp.

Klinkenberg, B. (editor) 2013. *E-Flora BC: Electronic Atlas of the Plants of British Columbia* Lab for Advanced Spatial Analysis, Department of Geography, University of British Columbia, Vancouver. Site Web : http://www.geog.ubc.ca/biodiversity/eflora/ [consulté en mars 2013].

Knopp, D., comm. pers. 2013. *Conversation en personne avec C. Maslovat.* Mai 2013. Biologist. Chilliwack, British Columbia.

Latr, A., M. Curikova, M. Balaz et J. Jurcak. 2008. Mycorrhizas of *Cephalanthera longifolia* and *Dactylorhiza majalis,* two terrestrial orchids. Ann. Bot. Fennici 45:281-289.

Lazar, K., comm. pers. 2013. *Correspondance par courriel adressée à B. Bennett.* Octobre 2013. California Natural Diversity Database, Environmental Scientist-Lead Botanist. Sacramento, California.

Leake J.R. 2004. Myco-heterotroph/epiparasitic plant interactions with ectomycorrhizal and arbuscular mycorrhizal fungi. Current Opinion in Plant Biology 7:422-428.

Light, H.S. et M. MacConaill. 2006. Appearance and disappearance of a weedy orchid, *Epipactis helleborine*. Folia Geobotanica 41:77-93.

Light, M.H.S. et M. MacConaill. The role of common orchids in appreciating the complexity of biodiversity conservation. Lakesteriana 11(3):293-300.

Long, R. 1979. *Eburophyton austiniae* (A. Gray). Heller, Phantom Orchid. Davidsonia 10(1):30-33.

Miskelly, J., comm. pers. 2013. *Correspondance par courriel adressée à C. Maslovat.* Mai 2013. Conservation Biologist, Department of National Defence. Victoria, British Columbia.

National General Status Working Group. 2012. Phantom Orchid. Wild Species: The General Status of Species in Canada. Site Web : www.wildspecies.ca/home.cfm?lang=e [consulté en mars 2013]. (Également disponible en français : Groupe de travail national sur la situation générale. 2012. Céphalanthère d'Austin. Espèces sauvages : La situation générale des espèces au Canada. Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril.)

NatureServe. 2004. A Habitat-Based Strategy for Delimiting Plant Element Occurrences: Guidance from the 2004 Working Group. Site Web : http://www.natureserve.org/library/deliminting_plant_eos_Oct_2004.pdf [consulté en novembre 2013].

NatureServe. 2012. *Cephalanthera austiniae:* Phantom Orchid. NatureServe Explorer: An Online Encyclopedia of Life. Site Web : www.natureserve.org/explorer/ [consulté en mars 2013].

Osterhold, J., comm. pers. 2013. *Conversation en personne avec C. Maslovat.* Mai 2013. Landowner, Chilliwack, British Columbia.

Parrent, J. et R. Vilgalys. 2007. Biomass and compositional responses of ectomycorrhizal fungi hyphae to elevated CO2 and nitrogen fertilization. New phytologist 176 (1):164-174.

Phantom Orchid Recovery Team. 2008. Draft Recovery Strategy for the Phantom Orchid (*Cephalanthera austiniae*) in British Columbia. Prepared for the BC Ministry of Environment, Victoria, BC. 20 pp.

Province of British Columbia. 2013. Accounts and Measures for Managing Identified Wildlife. Site Web : http://www.env.gov.bc.ca/wld/frpa/iwms/accounts.html [consulté en octobre 2013].

Reddoch, J.M., comm. pers. 2014. *Correspondance par courriel adressée à B. Bennett,* mai 2014. Orchid researcher, Gatineau Quebec.

Reddoch, J.M. et A.H. Reddoch. 2014. Orchid longevities in Gatineau Park: final summary. Trail & Landscape 48(2):62-67.

Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S. H. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor and D. Wilkie. 2008. A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions. Conservation Biology 22 (4): 897-911.

Shefferson, R.P, T. Kull et K. Tali. 2005. Adult whole-plant dormancy induced by stress in long-lived orchids. Ecology 86(11):3099-3104.

Sheviak, C.J. et P.M. Catling. 2002. Flora of North America Volume 26. p. 494-583. Site Web : www.efloras.org [consulté en avril 2013].

Taylor, D.L. et T.D. Bruns, 1997. Independent, specialized invasions of ectomycorrhizal mutualism by two nonphotosynthetic orchids. Proceedings of the National Academy of Science 94:4510-4515.

Taylor D.L., T.D. Bruns, J.R. Leake et D.J. Read. 2002. Mycorrhizal specificity and function in myco-heterotrophic plants. Pp 375-414. *in*: I.R. Sanders and M. van der Heijden, (eds.) **The Ecology of Mycorrhizas.** Ecological Studies Volume 157. Springer-Verlag, Berlin.

Turk, T.D., M.G. Schmidt et N.J. Roberts. 2008. The influence of bigleaf maple on forest floor and mineral soil properties in a coniferous forest in coastal British Columbia. Forest Ecology and Management 255:1874-1882. Site Web : http://www.sfu.ca/geog/soils/article_PDF/The%20influence%20of%20bigleaf%20maple%20on%20forest%20floor%20and%20mineral%20soil%20properties%20in%20a%20coniferous%20forest%20in%20coastal%20British%20Columbia.pdf [consulté en avril 2014].

Welstead, K., comm. pers. 2014. *Conversation par téléphone et par courriel avec C. Maslovat.* Avril 2014. Chair, Phantom Orchid Recovery Team, Vancouver, British Columbia.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Carrina Maslovat est actuellement experte-conseil en matière de communautés végétales en péril et œuvre principalement dans les écosystèmes du chêne de Garry. Elle a réalisé des inventaires floristiques dans de nombreux parcs régionaux, municipaux, fédéraux et provinciaux, a découvert de nouvelles populations d'espèces en péril et a fait le suivi dans le temps de l'abondance et de la vitalité de populations de plantes rares. Elle a élaboré des plans de gestion et des pratiques de gestion optimales visant à ce que les espèces en péril subissent le moins de répercussions possible. Elle a rédigé la mise à jour du rapport de situation sur le lupin élégant et plusieurs documents de planification du rétablissement; elle a notamment été la rédactrice principale du Programme de rétablissement multi-espèces visant les espèces en péril des prés maritimes associés aux chênaies de Garry au Canada.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Musée canadien de la nature (aucun spécimen)

University of British Columbia (5 spécimens)

Annexe A. Tableau d'évaluation des menaces pesant sur la céphalanthère d'Austin.

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Céphalanthère d'Austin
Identification de l'élément	
Date (Ctrl + ";" pour la date du jour)	10/04/2014
Évaluateur(s)	Dave Fraser, Bruce Bennett, Carrina Maslovat, Greg Ferguson, Brenda Costanzo, Jenifer Penney, Karen Timm
Références	
Remarque	Révision par Bruce Bennett en novembre 2014, d'après les commentaires des membres lors de la réunion d'évaluation des espèces sauvages

Calcul de l'impact global des menaces			Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
	Impact des menaces		Maximum de la plage d'intensité	Minimum de la plage d'intensité
	A	Très élevé	0	0
	B	Élevé	1	1
	C	Moyen	2	1
	D	Faible	2	3
	Impact global des menaces calculé		Très élevé	Élevé
	Valeur de l'impact global attribuée			
	Justification de l'ajustement de l'impact			
	Commentaires sur l'impact global des menaces		En supposant que la durée d'une génération est de 5 ou 6 ans.	

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 années ou 3 générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace continue)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace continue)	Cette menace est évaluée individuellement pour chaque site dans le tableau 4.
1.2	Zones commerciales et industrielles						
1.3	Zones touristiques et récréatives						
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace continue)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.3	Élevage du bétail	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace continue)	La propriété comporte deux sites : un est intact, et l'autre a été déboisé et est utilisé pour le pâturage des chèvres. Les chèvres consomment les plantes plus au ras du sol que d'autres espèces (chevaux, bétail, etc.).
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce						
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier						
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace continue)	Il pourrait y avoir eu des projets d'exploitation de carrières aux sites de Pumptown ou de la rivière Sumas/Vedder. Le Secrétariat doit faire un suivi auprès de Kym Welstead.
3.3	Énergie renouvelable						
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (menace continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (menace continue)	Un certain fauchage des plantes a été observé en bordure des chemins dans la région du lac Rider.
4.2	Lignes de services publics						
4.3	Voies de transport par eau						
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						
5.2	Cueillette de plantes terrestres		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace continue)	On suppose que des individus de l'espèce ont été déterrés dans certains sites (trous observés), et il est probable que les fleurs, très belles et parfumées, sont cueillies. Il est possible que les individus de l'espèce soient intentionnellement éliminés dans certains terrains privés, pour que la subdivision des terrains ne soit pas interdite en raison de la présence de l'espèce.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (menace continue)	Le Secrétariat doit faire un suivi auprès de Kym Welstead concernant le déboisement dans les sites qui ne sont pas situés sur des terres de la Couronne. On a observé dans certains sites situés dans des zones d'habitat faunique (terres de la Couronne) une récolte illégale de thuyas, mais cette activité ne devrait pas constituer une menace pour l'espèce au cours des 10 prochaines années. Certains sites se trouvent dans des terres à bois privées. Dans l'île Saltspring, le propriétaire d'un terrain privé hébergeant un site a mentionné qu'il souhaiterait faire une exploitation forestière sur sa parcelle ou la vendre; ce site héberge le plus grand nombre d'individus et est le plus vulnérable à ce type de menace.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques						
6	Intrusions et perturbations humaines	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace continue)	
6.1	Activités récréatives	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (menace continue)	Cette menace touche la plupart des sites publics. Risque de piétinement, particulièrement en bordure des sentiers, où le sol pourrait être endommagé. Jenifer Penney doit faire des recherches concernant de possibles mentions historiques de menaces (cueillette des plantes) dans le parc de Gowlland Todd.
6.2	Guerres, troubles civils et exercices militaires		Inconnue	Inconnue	Inconnue	Élevée (menace continue)	Répercussions inconnues, car la rédactrice n'a pas pu visiter ce site. Suivi nécessaire auprès du MDN – est-ce que le ministère limite les activités à proximité de l'espèce? Le cas échéant, l'évaluation de la menace devra être révisée.
6.3	Travail et autres activités						
7	Modifications des systèmes naturels						
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.3	Autres modifications de l'écosystème						Le fauchage des plantes en bordure des chemins a déjà été évalué dans une autre catégorie.
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	CD	Moye-faible	Restreinte (11-30 %)	Élevée-modérée (11-70 %)	Élevée (menace continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	CD	Moye-faible	Restreinte (11-30 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (menace continue)	Certaines espèces de plantes menacent la céphalanthère d'Austin, et d'autres menacent les arbres hôtes, mais les répercussions sont inconnues. Menace potentielle pour au moins 4 sites, où des mauvaises herbes et des plantes envahissantes pourraient supplanter l'espèce. On ignore les répercussions sur l'espèce des vers de terre, des gastropodes et des lapins introduits.
8.2	Espèces indigènes problématiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée-modérée (11-70 %)	Élevée (menace continue)	Castor de montagne, limace terrestre, cerfs et plantes associées à la succession végétale.
8.3	Introduction de matériel génétique						
9	Pollution		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires						
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						
9.4	Déchets solides et ordures		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (menace continue)	Un dépôt d'ordures a été observé au site du mont Shannon, mais l'espèce y est disparue.
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie						
10	Phénomènes géologiques						
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						
10.3	Avalanches et glissements de terrain						Certains sites se trouvent sur des pentes abruptes et des crêtes; le risque est toutefois très faible, étant donné l'âge des arbres, et le milieu physique environnant ne semble pas avoir d'incidence. Cependant, le développement ou les activités qui pourraient causer de l'instabilité dans ces pentes constituent des menaces potentielles.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11	Changement climatique et phénomènes météorologiques violents		Inconnue	Inconnue	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat						Ce point pourrait être problématique à long terme, mais probablement pas au cours des 10 prochaines années.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						
11.4	Tempêtes et inondations		Inconnue	Inconnue	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans)	Un nombre de chablis plus élevé que le niveau naturel a été observé dans quelques sites.

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al*. (2008).