



4^{ème} SESSION DE LA RÉUNION DES PARTIES CONTRACTANTES
15 – 19 Septembre 2008, Antananarivo, Madagascar

« À l'action sur les voies migratoires des oiseaux d'eau – revue du passé, vision d'avenir »

**AVANT-PROJET DE DIRECTIVES POUR L'INTERPRÉTATION DES
CRITÈRES UTILISÉS AU TABLEAU 1 DU PLAN D'ACTION DE L'AEWA**

Introduction

Dans sa Résolution 3.3, la Réunion des Parties a demandé au Comité technique d'élaborer des directives pour l'interprétation des critères suivants, utilisés au Tableau 1 du Plan d'action de l'AEWA :

- 1) Le taux de concentration sur un petit nombre de sites spécifiques à un stade quelconque du cycle annuel,
- 2) la dépendance à un type d'habitat gravement menacé, et
- 3) l'ampleur des fluctuations dans l'importance ou la tendance des populations.

Au cours de la période triennale 2006-2008, le Comité technique s'est penché sur cette demande formulée par la Réunion des Parties et a élaboré une proposition de directives pour l'interprétation des deux premiers critères susmentionnés. Le troisième critère a également été étudié, mais il a été suggéré que l'aide externe d'un statisticien était nécessaire pour finaliser le travail réalisé. Le manque de financement a entraîné le report de cette finalisation à la prochaine période triennale (quadriennale).

Le présent document contient la proposition du Comité technique pour les définitions des deux critères du Tableau 1, complétée par des directives relatives à leur application. Cette proposition a été approuvée par les membres du Comité permanent lors de leur 5^{ème} réunion, en juin 2008, pour soumission à la MOP4.

Action requise de la Réunion des Parties

La Réunion des Parties est invitée à examiner les définitions et les directives proposées et à approuver leur utilisation.

Directives pour l'interprétation du critère de « concentration [d'une population d'oiseau d'eau] sur un petit nombre de sites à un stade quelconque de son cycle annuel »

Définition

Une population qui se « concentre sur un petit nombre de sites à un stade quelconque de son cycle annuel » est une population dont 90 % des effectifs ou plus sont localisés sur 10 sites ou moins à un stade particulier du cycle annuel.

Directive relative à la définition des termes de « stade du cycle annuel » et de « site » dans le cas de populations considérées comme menacées par suite de leur concentration sur un petit nombre de sites à un stade quelconque de leur cycle annuel.

Compilation réalisée au nom du Comité technique de l'AEWA par **Preben Clausen**, Département Écologie et Biodiversité de la faune et de la flore, Institut National de recherche sur l'environnement, Université d'Aarhus, Danemark.

Dans le cadre de l'identification des populations de la voie de migration considérées comme menacées par suite de leur concentration sur un petit nombre de sites à un stade quelconque de leur cycle annuel - c'est-à-dire pouvant figurer à la Colonne A Catégorie 3a (pour les populations comptant entre 25 000 et 100 000 individus) ou à la Colonne B Catégorie 2a (pour les populations comptant plus de 100 000 individus) du Tableau 1 du Plan d'action de l'AEWA - le Comité technique de l'AEWA a suggéré d'utiliser la définition suivante : « Une population qui se « concentre sur un petit nombre de sites à un stade quelconque de son cycle annuel » est une population dont 90 % des effectifs ou plus sont localisés sur 10 sites ou moins à un stade particulier du cycle annuel ».

La classification d'une espèce en vertu de ce critère devra toujours s'appuyer sur les meilleures informations disponibles. Le présent document se propose d'exposer les considérations à prendre en compte lors de l'application de cette définition.

Au sujet des termes « à un stade particulier du cycle annuel ».

La définition mentionne « à un stade particulier du cycle annuel », signifiant que n'importe quelle phase du cycle annuel peut représenter LE goulet d'étranglement pour une population et que la taille des habitats et la quantité de nourriture disponible en ce lieu devraient être déterminantes pour les limites maximums de la taille de la population.

Alerstam & Högstedt (1982) ont développé cette idée mais ne traitent que deux paramètres, à savoir la reproduction et la survie. À l'aide de raisonnements simples, ils nous informent qu'améliorer la gestion, même aussi bien que possible, d'un seul côté de la voie de migration, ne parviendra pas à modifier les tendances négatives d'une population si le problème persiste à l'autre bout de cette voie de migration.

Le cycle annuel de la plupart des oiseaux migrateurs ne se limite toutefois pas à deux phases et, pour la majorité des migrateurs de l'hémisphère Nord, une gestion appropriée impliquera probablement la prise en compte de sites lors de :

1. la reproduction (ponte, incubation et élevage des jeunes, demandant beaucoup d'énergie aux reproducteurs adultes et pouvant entraîner une importante perte de poids importante chez ces derniers)

2. la mue¹ (renouvellement du plumage, demandant beaucoup d'énergie et pouvant entraîner d'importantes pertes de poids), durant laquelle certaines espèces accompliront des mouvements migratoires vers des sites de mue éloignés de leurs sites de reproduction
3. l'après mue (reconstitution des réserves corporelles perdues pendant la mue/la migration vers un site de mue, constitution de réserves pour la migration d'automne)
4. halte(s) d'automne (reconstitution des réserves corporelles perdues pendant la migration, constitution de réserves pour la prochaine migration)
5. hivernage (reconstitution des réserves corporelles perdues pendant la migration d'automne, constitution de réserves supplémentaires qui pourront être utilisées pour survivre si les oiseaux sont contraints de jeûner pendant l'hiver du fait de conditions atmosphériques défavorables, maintenance ultérieure de ces réserves corporelles, approvisionnement pour la migration de printemps),
6. halte(s) de printemps (reconstitution des réserves corporelles perdues pendant la migration, constitution de réserves pour les prochaines migrations et constitution de réserves en vue de la reproduction²)
7. pré-reproduction (reconstitution des réserves corporelles perdues pendant la migration de printemps, constitution de réserves en vue de la reproduction³, dans les deux cas à proximité du site de reproduction suivant)

Les sept phases susmentionnées sont caractéristiques de nombreux oiseaux d'eau de l'hémisphère Nord se reproduisant dans la zone arctique ou boréale, dont la plupart hivernent dans des régions plus australes des zones tempérées, sub-tropicales ou tropicales de la région d'Afrique-Eurasie. Ces phases se déroulent généralement dans l'ordre décrit ci-dessus (de la phase 1 à 7). Pour les migrateurs intra-africains, la synchronisation des diverses phases peut être tout autre, dépendant pour certaines espèces des cycles saisons sèches-saisons humides. Les espèces doivent toutefois se reproduire, renouveler leur plumage, et se déplacer entre des sites propices à la reproduction et la mue, et doivent peut-être aussi constituer des réserves afin de migrer entre les sites correspondant aux différentes phases.

Ainsi, au cours de son cycle annuel, chaque individu de chaque population de n'importe quelle région de l'AEWA dépend vraisemblablement de 5 à 7 sites au moins (pour les reproducteurs qui renouvellent en une fois toutes leurs rémiges) mais probablement de davantage. Les populations de la voie de migration utiliseront en général beaucoup plus de sites que les individus qui les composent, chaque oiseau individuel utilisant différents ensembles de sites.

Pour les individus de quelques grandes populations utilisant habituellement des habitats dispersés et se comportant différemment suivant qu'ils se déplacent seuls ou en petits groupes, comme la Bécasse des bois *Scolopax rusticola* ou la Bécassine des marais *Gallinago gallinago* – le terme de site est presque impropre du fait que chaque oiseau utilise un endroit approprié, probablement indépendamment des autres individus.

En revanche, d'autres espèces sont, au moins durant certaines parties de leur cycle annuel, extrêmement grégaires et elles se déplacent en grandes volées comptant des milliers d'individus. Le concept de site se prête parfaitement à ces espèces, étant donné que chaque impact négatif sur le site, que ce soit pour des raisons naturelles (par exemple tsunamis, éruptions volcaniques, marées de tempête, inondations ou

¹ Cette phase du cycle annuel devra spécialement être prise en compte pour les espèces qui perdent toutes leurs rémiges et les renouvellent en une seule fois. De ce fait, les oiseaux se trouvent dans l'impossibilité de voler pendant une longue période et sont contraints de rester sur un site donné pendant la durée de la mue. Celle-ci a généralement lieu pendant ou tout de suite après la reproduction.

² Ceci s'applique aux reproducteurs « dépendant du capital » (*capital breeders*) (Drent & Daan 1980), c'est-à-dire ceux qui, sur leurs sites de reproduction, se servent des réserves constituées lors des haltes de printemps pour pouvoir pondre et couvrir leurs œufs.

³ Ceci s'applique essentiellement aux reproducteurs « dépendant du revenu » (*income breeders*) (Drent & Daan 1980), c'est-à-dire ceux qui utilisent les nutriments ingérés sur le site de reproduction pour pouvoir pondre et couvrir leurs œufs. Ce concept de reproducteur à partir du capital s'opposant à celui de reproducteur à partir du revenu initialement proposé par Drent & Daan (1980) a été revu par Meijer & Drent (1999). Ils pensent que ces concepts peuvent être complémentaires, certaines espèces étant essentiellement des reproducteurs dépendant de leur capital, qui constituent toutefois des réserves supplémentaires sur les lieux de reproduction et *vice versa*.

sécheresses), ou du fait d'activités humaines (telles que déversements d'hydrocarbures, développement d'infrastructures à grande échelle, surpêche, perturbations) – pourra influencer sur des milliers d'oiseaux.

Au sujet du terme de « site »

Pour mettre en application la définition mentionnée plus haut, il se pose ensuite la question de savoir ce qu'est exactement un site.

Une approche pragmatique consisterait à utiliser tout simplement les réseaux de sites existants, tels que ceux utilisés par Wetlands International pour le Recensement international des oiseaux d'eau (IWC) ou par BirdLife International dans le cadre des Zones d'importance pour les oiseaux (IBA). Ces réseaux de sites constituent les deux principales bases de données pour les sites des oiseaux d'eau dans la région de l'AEWA. Elles seront d'ailleurs prochainement regroupées dans le cadre du projet Wings over Wetlands (WoW).

Cette approche est probablement conseillée dans la plupart des cas et pour la plupart des sites couverts par l'IWC et/ou les IBA. Toutefois, les oiseaux ne tiennent pas compte des frontières nationales ou régionales mises en place pour des raisons administratives par l'homme, et ces frontières existent aussi bien dans les réseaux de l'IWC que dans ceux des IBA, les données étant regroupées et organisées par des coordinateurs nationaux.

De plus, les réseaux de sites existants dépendent largement du degré de détail jugé nécessaire par les coordinateurs nationaux pour diriger leurs réseaux de compteurs bénévoles et/ou professionnels. De plus, dans certains pays, ces réseaux peuvent correspondre à des lieux de taille relativement restreinte (lacs, baies abritées et lagons) où les oiseaux se rassemblent pour se percher pour la nuit, tandis que d'autres pays comptent les oiseaux pendant le jour aux alentours de ce type de lieux, au moment où ils se nourrissent.

Indépendamment de toute frontière de site, de n'importe quel réseau de sites existant seulement pour des raisons juridictionnelles ou des considérations pratiques de comptage, le terme de « site » tel que l'entend le Comité technique doit être compris comme un site formant fonctionnellement un tout et composé d'habitats uniformes ou d'une mosaïque d'habitats, pouvant tous être soumis à des impacts négatifs tels que ceux susmentionnés. Le Comité technique considère donc que les sites se prêtant à cette définition sont des sites composés d'étendues d'eau fermées ou convolutées risquant toutes d'être gravement affectées par le même impact négatif.

Ceci n'implique pas pour autant que l'on doit considérer, par exemple, l'ensemble international de la mer des Wadden comme un seul site. Dans ce lieu en effet, la plupart des perchoirs de marée haute et des barres de vase adjacentes où les oiseaux s'alimentent, qui sont utilisés par les oiseaux d'eau sur les îles-barrières de la mer des Wadden, sont fonctionnellement indépendants des autres perchoirs de marée haute du littoral continental et des barres de vase d'alimentation voisines utilisées par différents groupes d'oiseaux, appartenant toutefois à la même population. Mais l'utilisation actuelle d'unités de comptage de 100 individus dans la partie danoise de la mer des Wadden (et probablement le même nombre dans la partie néerlandaise et le double dans la partie allemande) correspond probablement à un trop grand nombre de « sites », car plusieurs de ces unités de comptage appartiennent à la même « ravine intertidale ». Ainsi, elles risquent toutes de subir l'impact d'un déversement accidentel offshore d'hydrocarbures (amenées ensuite à marée haute) ou encore, partageant les mêmes bassins hydrographiques, d'être toutes affectées par une pollution accidentelle apportée par l'écoulement fluvial à marée basse. La mer internationale des Wadden peut donc être considérée comme étant composée approximativement de 40 à 50 sites, un pour chaque île-barrière, plus un pour chaque « ravine intertidale ».

Lors de l'application des critères, la directive d'Atkinson-Willes et al. (1982) peut également être prise en compte :

« L'application de critères numériques à des zones humides de différentes tailles

27. Les critères cités aux paragraphes 1(a), 1(b) et 1(c) ont pour seuls objectifs d'identifier les zones humides dans lesquelles les effectifs d'oiseaux d'eau sont suffisamment importants pour être considérés comme étant d'importance internationale. La définition des limites des sites désignés pour la liste Ramsar est un processus totalement différent. Dans ce dernier cas, les seules limites de la zone sont celles imposées par des considérations administratives ; idéalement les frontières devraient suivre la ligne de partage des eaux.

28. Les observations suivantes se rapportent uniquement au processus initial d'identification d'un site et s'intéressent essentiellement aux périodes autres que celle de la reproduction.

29. Pour que les critères numériques remplissent leur rôle et permettent un classement sélectif correct, les effectifs d'oiseaux d'eau requis doivent être implicitement contenus dans une zone de taille raisonnable. Le problème est de savoir comment appliquer ces critères du mieux possible à des lacs ou à des marais d'une très grande superficie, ou à de longues étendues littorales ou fluviales. Actuellement, nous ne sommes pas en mesure de définir une « zone de taille raisonnable » et préférons à la place proposer les directives suivantes :

a) De nombreuses zones humides européennes d'importance internationale pour les oiseaux d'eau ont une superficie inférieure à 10 000 ha, ce qui nous offre une base de comparaison. Les étendues d'eau les plus grandes devraient, proportionnellement, permettre à un plus grand nombre d'oiseaux de subsister.

b) Un continuum d'habitat, tel que le Rhin ou la mer des Wadden, est considéré à juste titre comme une entité, mais il peut toutefois également contenir un certain nombre d'unités écologiques distinctes, chacune capable de subvenir aux besoins d'une population indépendante. Par exemple le Dollard, le Bassin de Jade, le Knechtsand et autres sites similaires font tous partie du complexe des Wadden, tout en ayant leur propre importance et leurs intérêts particuliers. Ces unités devraient être évaluées tant individuellement qu'en conjonction les unes avec les autres. Cette subdivision en unités de taille plus raisonnable attirera l'attention sur des sections de première importance, facilitera la comparaison avec d'autres zones d'habitat limitées, tout en offrant des avantages administratifs. Les limites des unités devront être définies sur une base strictement écologique.

c) Sur la plupart des grands lacs, les populations d'oiseaux d'eau se concentrent généralement à moins de 500 m du rivage et présentent une distribution linéaire autour de ce périmètre. Les principes cités au paragraphe b) peuvent donc s'appliquer.

d) Il est difficile de subdiviser d'importantes superficies de marais ou d'eaux peu profondes et, dans la plupart des cas, cette subdivision n'est pas vraiment indispensable. Ce type d'écosystème se trouve essentiellement dans les régions semi-arides d'Afrique ou d'Asie, où ils constituent l'unique habitat pour les oiseaux d'eau dans une région par ailleurs sèche. Dans ce cas, la taille de la population et le fait même de sa présence sont plus pertinents que sa densité et sa distribution à l'intérieur du site. La superficie de l'habitat et l'utilité des sections qui le composent sont souvent extrêmement dépendants du régime hydrologique du milieu ambiant – bien plus encore que dans les autres types de zones humides – et le besoin de conserver le site dans son intégralité en est d'autant plus grand. Ceci vaut également pour les marais deltaïques.

e) Des groupes compacts de lacs et de marais, tels que ceux des Dombes, peuvent être traités comme une unité, avec une seule population. La taille de l'unité est négligeable tant que la distance séparant des lacs ne dépasse jamais quelques kilomètres.

Exemples de réseaux de sites et de populations, qui, selon le Comité technique peuvent correspondre à la définition : « Une population qui se concentre sur un petit nombre de sites à un stade quelconque de son cycle annuel » est une population dont 90 % des effectifs ou plus sont localisés sur 10 sites ou moins à un stade particulier du cycle annuel ».

Reproduction :

La population est-africaine du Flamant nain se concentre essentiellement dans les lacs salés alcalins de la vallée du Rift de Tanzanie, du Kenya et d’Ethiopie, où les effectifs ont été récemment estimés aux alentours de quatre millions d’individus (Mlingwa & Baker 2006). La taille de l’aire de répartition, le nombre total de sites utilisés, les problèmes d’accès et les difficultés à effectuer des comptages exacts empêchent de réaliser des analyses détaillées, d’autant plus que les oiseaux se reproduisent dans différentes zones à différentes saisons (Tuite 1979, 2000). Toutefois, lors des rassemblements de pointe, il apparaît probable que la grande majorité de la population se rassemble sur 10 sites majeurs de la vallée du Rift, et il semble aussi probable que, lorsque les conditions sont favorables, ces grands rassemblements comprennent un grand nombre de reproducteurs. Dans cette région de l’Afrique, la reproduction a seulement été confirmée au Lac Natron (Childress et al 2007). Ainsi, bien que l’on sache que l’espèce affiche des mouvements considérables tout au long d’une année (Childress et al 2006), il semble toutefois que cette population puisse figurer au Tableau 1, Colonne B Catégorie 2a du Plan d’action.

Mue :

La population nord-ouest européenne de Tadorne *Tadorna tadorna* : approximativement 70 % de la population totale volent vers un site commun de mue situé à l’embouchure de l’Elbe dans la partie centrale de la mer (allemande) des Wadden (Blew & Südbeck 2005), et la majeure partie de la population restante mue dans quelques autres sites de la mer internationale des Wadden. On estime que cette population - qui compte actuellement 300 000 oiseaux (Wetlands International 2006) - peut figurer au Tableau 1, Colonne B Catégorie 2a du Plan d’action.

Après-mue :

On ne connaît aucune population/aucun site pouvant servir d’exemple pour cette phase du cycle annuel.

Halte(s) d’automne :

La population de Bernache cravant à ventre pâle *Branta bernicla hrota* se reproduisant dans le Haut-Arctique est-canadien : O’Brian & Healy (1991) estiment que jusqu’à 75 % des effectifs de cette population font halte à Strangford Lough, Irlande du Nord (R-U) à la fin octobre et au début novembre, et il est même probable qu’une proportion encore plus élevée de cette population passe par le site avant de se disperser vers d’autres sites d’hivernage de taille moindre situés en Irlande, au Pays de Galles, dans les Iles anglo-normandes et en Bretagne (nord-ouest de la France). En dehors de Strangford, seuls quelques sites contiennent des effectifs internationalement importants à la même période de l’année (Robinson et al. 2004). Comptant actuellement 26 400 oiseaux (Wetlands International 2006), on estime que cette population peut figurer au Tableau 1, Colonne A Catégorie 3a du Plan d’action.

Hivernage :

La population de Bernache nonette *Branta leucopsis* se reproduisant au Svalbard hiverne presque exclusivement dans l’estuaire de la Solway, au sud-ouest de l’Écosse (Owen & Black 1999). Le redressement de cette population, passée d’environ 300 individus à la fin des années 1940, à 23 900 au cours de l’hiver 2005-2006 (Musgrove et al. 2007), témoigne d’un effort de conservation remarquablement réussi et souligne l’importance de la sauvegarde du site et d’une gestion bienveillante lorsque des populations globales montrent des répartitions d’hivernage aussi fortement limitées. Bien que de petits effectifs hivernent loin du Solway et que plusieurs milliers d’oiseaux soient présents sur le Loch de Strathbeg, à l’est de l’Écosse, lors de la migration, on estime que cette population peut figurer au Tableau 1, Colonne A Catégorie 3a du Plan d’action.

Halte(s) de printemps:

La population de Bécasseau maubège *Calidris canutus islandica* du N-E du Canada & du Groenland/Europe de l'Ouest migre à la fin avril en partant du Wash et d'autres aires de transit des Îles britanniques et de la mer des Wadden néerlandaise-allemande-danoise en direction des aires de haltes de printemps au nord de la Norvège et à l'ouest de l'Islande. Ces oiseaux font halte sur des barres de vase situées dans ces régions pour reconstituer leurs réserves et ainsi être capables d'achever leur migration de printemps vers les aires de reproduction du nord du Groenland et du nord-est du Canada (Davidson & Wilson 1992). Trois sites, Porsangerfjord et Balsfjord en Norvège et Breidafjordur en Islande, contiennent approximativement 65 % de la population et seuls 3 ou 4 autres sites en Islande ont des effectifs plus élevés (Gudmundsson et Gardarsson 1993, Davidson & Piersma, sous presse). On estime que cette population, qui compte actuellement 450 000 oiseaux (Wetlands International 2006), peut figurer au Tableau 1, Colonne B Catégorie 2a du Plan d'action.

Avant-reproduction :

On ne connaît aucune population/aucun site pouvant servir d'exemple pour cette phase du cycle annuel.

Références

Alerstam, T. & Högstedt, G. 1982. Bird migration and reproduction in relation to habitats for survival and breeding. - *Ornis Scandinavica* 13 : 25-37.

Atkinson-Willes, G.L., Scott, D.A. & Prater, A.J. 1982. Criteria for selecting wetlands of international importance. Proposed amendments and guidelines on use. Extraits du compte-rendu de la conférence sur la conservation des zones humides d'importance internationale, notamment en tant qu'habitat des oiseaux d'eau. Cagliari, Italie, 24-29 novembre 1980. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina* 81 (1): 1017-1042

Blew, J. & Südbeck, P. (Réd.) 2005. Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1980 – 2000. Wadden Sea Ecosystem N° 20. Secrétariat commun de la mer des Wadden, Groupe trilatéral de surveillance et d'évaluation, Groupe commun de surveillance des oiseaux migrateurs dans la mer des Wadden, Wilhelmshaven, Allemagne. <http://www.waddensea-secretariat.org/news/documents/birds-migratory-2005/wse20.pdf>

Childress, B., Hughes, B., Harper, D., Van den Bossche, W., Berthold, P. and Querner, U. 2006. Satellite tracking documents the East African flyway and key site network of the Lesser Flamingo (*Phoenicopter minor*) p. 234-238. Dans : Boere, G.C., Galbraith, C.A. & Stroud, D.A. (réd.). *Waterbirds around the world*. The Stationery Office, Edimbourg, Royaume-Uni. 960 p.

Childress, B., Nagy, S. & Hughes, B. 2007. Avant-projet CMS AEWA de plan d'action international pour la conservation du Flamant nain *Phoenicopter minor*. Consultable à [:http://www.cms.int/bodies/ScC/14th_scientific_council/pdf/en/ScC14_Doc_23_Attach_Eonly.pdf](http://www.cms.int/bodies/ScC/14th_scientific_council/pdf/en/ScC14_Doc_23_Attach_Eonly.pdf)

Davidson, N.C. & Wilson, J.R. 1992 : The migration system of European-wintering Knots *Calidris canutus islandica*. Dans : The migration of Knots. Bulletin N°64 du Groupe d'étude sur les échassiers, supplément : 39-51.

Davidson, N.C. & Piersma, T. 2008. Red Knot *Calidris canutus*. In Delany, S., Scott, D., Dodman, T. & Stroud, D. in press. An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia. - Wetlands International and International Wader Study Group, 515 p.

Drent, R.H. & Daan, S. 1980. The prudent parent : energetic adjustments in avian breeding? *Ardea* 68 : 225–252.

Gudmundsson, G.A. & Gardarsson, A.. 1993. Numbers, geographic distribution and habitat utilisation of waders (Charadrii) in spring on the shores of Iceland. *Ecography* 16: 82-93.

Mlingwa, C. & Baker, N. 2006. Lesser Flamingo *Phoenicopterus minor* counts in Tanzanian soda lakes: implications for conservation p. 230-233. Dans : Boere, G.C., Galbraith, C.A. & Stroud, D.A. (réd). *Waterbirds around the world*. The Stationery Office, Edimbourg, Royaume-Uni. 960 p.

Meijer, T. & Drent, R. 1999. Re-examination of the capital and income dichotomy in breeding birds. *Ibis* 141: 399–414.

Musgrove, A., Collier, M., Banks, A., Calbrade, N., Hearn, R. & Austin, G. 2007. waterbirds in the UK 2005/6. The Wetlands Bird Survey. BTO/WWT/RSPB/JNCC, Thetford. 207 p.

O'Briain, M. & Healy, B. 1991. Winter distribution of Light-bellied Brent Geese *Branta bernicla hrota* in Ireland. *Ardea* 79 : 317-326.

Owen, M. & Black, J.M. 1999. Barnacle Goose *Branta leucopsis* : Svalbard. P. 258-268. Dans Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A.D. (réd.) *Goose Populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. Publication N° 48 Wetlands International, Wetlands International, Wageningen, Pays-Bas. Institut National de recherche sur l'environnement, Rønde, Danemark. 344 p.

Robinson, J.A., Colhoun, K., Gudmundsson, G.A., Boertmann, D., Merne, O.J., O'Brian, M., Portig, A.A., Mackie, K. & Boyd, H. (2004) Light-bellied Brent goose *Branta bernicla hrota* (East Canadian High Arctic population) in Canada, Ireland, Iceland, France, Greenland, Scotland, Wales, England, the Channel Islands and Spain 1960/61–1999/2000. Waterbird Review Series. The Wildfowl & Wetlands Trust/Joint Nature Conservation Committee, Slimbridge

Tuite, C.H. 1979. Population size, distribution and biomass density of the Lesser Flamingo in the eastern Rift Valley, 1974-76. *Journal of Applied Ecology* 16: 765-775.

Tuite, Christopher H. 2000. The distribution and density of Lesser Flamingos in East Africa in relation to food availability and productivity. Dans : Baldassarre, G. A., Arengo, F. et Bildstein (réd.) Special Publication 1 : Conservation biology of Flamingo. *Waterbirds* 23: 52-63.

Wetlands International 2006. Estimations des populations d'oiseaux d'eau (Waterbird Population Estimates)– Quatrième édition. Wetlands International, Wageningen, Pays-Bas, 239 p.

Directives pour l'interprétation du critère de « dépendance [d'une population d'oiseau d'eau] à un type d'habitat gravement menacé »

Définition

Les menaces graves auxquelles sont exposés les habitats des espèces sont celles entraînant des changements dans une grande partie de l'habitat, notamment lorsque ces changements sont irréversibles (ou lorsqu'ils sont uniquement réversibles à très long terme),

et

lorsque ces changements ont ou risquent d'avoir des impacts négatifs sur les populations des espèces qui sont écologiquement dépendantes de ces habitats.

Directives pour l'application de cette définition

L'application de ce critère doit être notamment envisagée lorsque les espèces ont une écologie spéciale et/ou un comportement qui les lie à des habitats particuliers dans n'importe quelle phase de leurs cycles de vie.

Exemple de l'application de cette définition

La Bernache cravant à ventre sombre *Branta bernicla bernicla* dépendant de la Zostère marine *Zostera marina* dans la mer Blanche

Compilation réalisée au nom du Comité technique de l'AEWA par **Preben Clausen**, Département Écologie et Biodiversité de la faune et de la flore, Institut National de recherche sur l'environnement, Université d'Aarhus, Danemark.

Le présent document explique le contexte et donne l'exemple d'une population de la voie de migration considérée comme étant en danger du fait de sa dépendance à un type d'habitat gravement menacé, c'est-à-dire pouvant figurer à la Colonne A Catégorie 3b (pour les populations comptant entre 25 000 et 100 000 individus) ou à la Colonne B Catégorie 2b (pour les populations comptant plus de 100 000 individus) du Tableau 1 du Plan d'action de l'AEWA.

Les herbiers subtidiaux de Zostères marines *Zostera marina* et la Bernache cravant constituent l'exemple classique de l'interaction habitat-oiseau d'eau dans laquelle la disparition du premier a des impacts importants et négatifs sur le second, exemple mentionné dans de nombreux ouvrages universitaires introduisant les étudiants à l'écologie estuarienne ou aviaire.

Cette interaction a été remarquée pour la première fois lors de l'irruption d'une « maladie dévastatrice » dans les années 1930, provoquée par *Labyrinthula* et ayant entraîné la disparition des herbiers de *Zostera marina* dans la plupart des sites de transit de la Bernache cravant des deux côtés de l'Atlantique Nord. Ceci, probablement en combinaison avec des incidents occasionnels de prélèvements excessifs dans plusieurs pays le long de diverses voies de migration au cours des années 1940-1960, a conduit au déclin massif de trois populations de *Branta bernicla hrota* et de *Branta bernicla bernicla* (Cottam & Munro 1954, Salomonsen 1958, Madsen 1987, Nowak 1995).

La disparition des herbiers de Zostères marines au nord-ouest de l'Europe et le long de la côte atlantique américaine n'a pas laissé les sites utilisés par la Bernache cravant complètement dépourvus d'habitats et de nourriture appropriés, mais la perte d'un habitat majeur a néanmoins entraîné une baisse des effectifs de la population. L'oiseau a adopté d'autres nourritures telles que *Zostera angustifolia* et *Zostera noltii* (Ranwell & Downing 1959, Charman 1979), la laitue de mer *Ulva lactuca* (Smith et al. 1985) et *Enteromorpha* spp. (Ranwell & Downing 1959) ou bien a cherché sa nourriture dans les marais salés (Christiansen 1936, Mörzner

Bruins & Tanis 1955), un habitat qu'il n'utilisait auparavant que lorsque le niveau de l'eau était extrêmement haut pendant les tempêtes d'hiver.

Depuis les années 1930, *Zostera marina* a repris progressivement dans certains sites et pays, mais pas partout. On estime que cette absence de reprise dans certains endroits s'explique essentiellement par des problèmes accrus d'eutrophisation provoqués par des surplus de nutriments provenant des eaux usées domestiques et/ou des eaux d'écoulement des zones agricoles dans les eaux estuariennes (Phillippart 1994, van Katwijk 2000). Dans certains sites, *Zostera marina* n'a probablement pas repris suite à un changement des processus de sédimentation dans certaines baies et estuaires dû à la disparition de la plante elle-même. Les sédiments sableux-vaseux convenant à *Zostera marina* avaient été remplacés par des sédiments rocheux-sableux sur lesquels poussent *Fucus vesiculosus/serrator* et d'autres algues associées aux rochers dans des eaux peu profondes (Rasmussen 1977).

La reprise des Zostères marines, même sur des sites présentant les sédiments appropriés, est en général un processus extrêmement lent, comme l'a démontré une étude de doctorat très détaillée sur la démographie de cette espèce au Limfjord, Danemark (Olesen 1993). Cette étude a constaté qu'il est très rare de pouvoir mettre en place de nouveaux herbiers de Zostères marines par ensemencements. C'est pourquoi lorsque des herbiers de *Zostera marina* sont endommagés ou détruits par les tempêtes d'hiver ou à cause de l'eutrophisation, la reprise doit se faire essentiellement à partir des plaques restantes de *Zostera marina* à l'aide des ramifications des pousses. Ce processus est extrêmement lent et l'extension de la plaque restante n'est que de 16 cm par an (Olesen & Sand-Jensen 1994). De plus, ce processus n'a lieu que lorsque les taux d'eutrophisation sont assez bas pour laisser passer suffisamment de lumière à travers la couche d'eau recouvrant les herbiers de Zostères marines.

Lorsque le taux d'eutrophisation est élevé, des populations d'algues unicellulaires et d'algues filamenteuses prospèrent et absorbent la plus grande partie de la lumière, réduisant le potentiel de croissance des Zostères (par ex. Borum 1985) ou, pire encore, entraînant leur disparition. Des cas bien documentés de ce dernier phénomène et des graves impacts négatifs sur les effectifs de Bernache cravant sont exposés par Clausen & Percival (1998), le pire des cas étant la perte complète d'un herbier de *Zostera marina* d'une superficie de 12 km² dans le fjord Nissum ayant entraîné une réduction de 70 % des effectifs de Bernache cravant sur ce site au cours des années 1980 (Clausen *et al.* 1998). En 2008, ni les Zostères ni les effectifs de Bernache cravant n'ont repris sur ce site (Denny *et al.* 2004 et P. Clausen., données inédites).

Dans la plupart des sites de l'Europe de l'Ouest et de l'est des États-Unis où les Zostères ont disparu, les effectifs de Bernache cravant ont repris, sans toutefois atteindre les chiffres historiques élevés constatés avant l'apparition de la « maladie dévastatrice ». Ces chiffres sont toutefois au moins quatre fois plus élevés que ceux enregistrés juste après la période à laquelle cette maladie a sévi et celle des prélèvements excessifs réalisés dans les années 1930-1960. Cette reprise a été en partie permise par le fait que la Bernache cravant a adopté de nouveaux habitats et une alimentation reposant sur *Zostera/Ulva/Enteromorpha* en automne et en hiver (par ex. Summers 1990a). Depuis les années 1970, la Bernache cravant s'alimente également, en hiver, dans les zones agricoles (prairies, champs de céréales et de colza) (Summers 1990b, Summers & Critchley 1990, McKay et al 1993) et, au printemps, dans les marais salés et les prairies (par ex. Boudewijn 1984).

À cet égard, la mer Blanche représente un cas spécial. Les Bernaches cravants à ventre sombre y font halte fin mai-début juin, lors de leur migration de l'Europe de l'ouest vers la Sibérie. Si les Zostères disparaissent de la mer Blanche, il n'y a pas d'autres alternatives. Sur les sites de la mer Blanche où l'écologie des Bernaches cravants a été étudiée, toutes les Bernaches cravants se nourrissent essentiellement de Zostères marines subtidales à marée basse et se perchent sans se nourrir à marée haute (Clausen 1997 ; Syroechkovsky & Litvin 1998). Quelques marais salés pourraient faire office de sites d'alimentation de remplacement, mais il n'existe aucun marais capable d'héberger jusqu'à 27 000 Bernaches cravants - chiffre enregistré dans le principal site de Sukhoye More (Clausen 1997) -, car non seulement les marais sont petits mais, surtout, la végétation commence à peine à pousser au moment où les sites sont utilisés par les Bernaches cravants.

Sans cette halte, au cours de laquelle les Bernaches cravants reconstituent leurs réserves de graisses et de protéines, ces oiseaux ne seront probablement pas en mesure de se reproduire en Sibérie (cf. Ebbinge &

Spaans 1995) – le terme de « probablement » est induit par l'existence d'une option, consistant au déplacement des Bernaches cravants vers les marais salés subarctiques, au nord de la mer Blanche, sur la Péninsule de Kanin, où l'on sait qu'elles s'arrêtent également, (comme l'ont révélé la télémétrie par satellite (Green et al. 2002) et des observations sur le terrain (Rudi Drent & associés, données inédites).

La mer Blanche est de taille suffisamment grande, mais elle comprend peu de zones peu profondes et propices aux Zostères marines et donc aux Bernaches cravants. Elle comprend un énorme bassin versant, notamment pour la Dvina septentrionale, fleuve de 744 km de long. Au milieu des années 1990 (époque à laquelle la Bernache cravant a fait l'objet d'une étude), il n'y avait pas de signes évidents de menace d'eutrophisation pour la mer Blanche, mais ce genre de problèmes est prévisible ici, comme partout ailleurs, étant donné que des zones fortement peuplées (Arkhangelsk en particulier dans le cas de la mer Blanche) avoisinent des zones humides où se trouvent des prairies sous-marines. Les expériences vécues par l'Europe de l'Ouest et l'est des États-Unis (par ex. la baie de Chesapeake) nous ont appris que lorsque les taux d'eutrophisation ont finalement un impact sur la végétation submergée, le renversement de cette situation néfaste pour les zones humides, leur végétation et les oiseaux d'eau qu'elles abritent, constitue un très lent processus.

Plusieurs études sur les estuaires, les lagons et les lacs des Pays-Bas et du Danemark ont révélé que la reprise de la végétation avait duré au moins 25 ans – et que ce délai n'avait même pas suffi pour certains sites du Danemark, par ex. le fjord Ringkøbing (cf. Kiørboe 1980, Petersen *et al.* 2008) et le fjord Nissum (mentionné ci-dessus).

La durée de vie d'une génération de Bernache cravant est d'approximativement 8 à 12 ans, et la disparition d'une ressource vitale telle que les Zostères de la mer Blanche peut donc affecter au moins 2 ou 3 générations et même plus. Ce point s'ajoutant à la constatation précédente, le Comité technique estime qu'il s'agit d'une population de la voie de migration dépendant d'un habitat sévèrement menacé.

Références :

Borum, J. 1985. Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina* L.) along a nutrient gradient in a Danish estuary. *Mar. Biol.* 87 : 211-218.

Boudewijn, T. (1984) : The role of digestibility in the selection of feeding sites by Brent Geese. *Wildfowl* 35 : 97-105.

Charman, K. (1979) : Feeding ecology and energetics of the dark-bellied brent goose (*Branta bernicla bernicla*) in Essex and Kent. Dans : Jefferies, R.L. & Davy, A.J. (réd.): *Ecological processes in coastal environments*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 451-465.

Christainsen, A. (1936) : Knortegæssene, *Branta b. bernicla*, og Sygdommen i Bændeltangen. – *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 30 : 41-46.

Clausen, P. (1997) : Dark-Bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* Use of the White Sea. Rapport périodique. Dans : Nugteren, J. van. (réd.) : *Dark-Bellied Brent Goose Branta bernicla bernicla Flyway Management Plan*. Dutch Society for the Preservation of the Wadden Sea. p.174-183.

Clausen, P. & Percival, S.M. (1998) : Changes in Distribution and Habitat Use of Svalbard Light-Bellied Brent Geese *Branta bernicla hrota* 1980-95 : Driven by *Zostera* Availability ? Dans : Mehlum, F., Black, J. & Madsen, J. : *Research on Arctic Geese. Compte-rendu du symposium sur l'oie du Svalbard*, Oslo, Norvège, 23-26 septembre 1997. - *Norsk Polarinstitutt Skrifter* 200: 245-268.

Clausen, P., Madsen, J., Percival, S. M., O'Connor, D. & Anderson, G.Q.A. (1998) : Population Development and Changes in Winter Site Use by The Svalbard Light-Bellied Brent Goose, *Branta bernicla hrota* 1980-94. - *Biological Conservation* 84: 157-165. Clausen, P. & Percival, S.M. 1998:

- Cottam, C. & Munro, D.A. (1954) : Eelgrass status and environmental relations. *J. Wildl. Manage.* 18 : 449-460.
- Denny, M.J.H., Clausen, P., Percival, S.M., Anderson, G.Q.A., Koffijberg, K. & Robinson, J.A. (2004) : Light-bellied Brent Goose *Branta bernicla hrota* [East Atlantic population] in Svalbard, Greenland, Franz Josef Land, Norway, Denmark, The Netherlands and Britain 1960/61 – 2000/01 . *The Wildfowl and Wetlands Trust/Joint Nature Conservation Committee, Slimbridge. - Waterbird Review Series* : 45 p.
- Ebbinge, B.S. & Spaans, B. (1995) : The importance of body-reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding of Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in the high arctic. – *J. Avian Biol.* 26 : 105–113.
- Green, M., Alerstam, T., Clausen, P., Drent, R. & Ebbinge, B.S. (2002) : Dark-Bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla*, as Recorded by Satellite Telemetry, do not Minimize Flight Distance During Spring Migration. - *Ibis* 144(1) : 106-121.
- Katwijk, M.M. van (2000) : Possibilities for restoration of *Zostera marina* beds in the Dutch Wadden Sea. Thèse de doctorat, Université de Nimègue, Pays-Bas. 151 p.
- Kjørboe, T. 1980 : Distribution and production of submerged macrophytes in Tipper Grund, Ringkøbing Fjord, Denmark), and the impact of waterfowl grazing. - *J. Appl. Ecol.* 17 : 675-687.
- Madsen, J. (1987): Status and Management of Goose Populations in Europe with Special Reference to Populations Resting and Breeding in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 12 (4): 1-76.
- McKay, H.V., Bishop, J.D., Feare, C.J. & Stevens, M.C. (1993) : Feeding by brent geese can reduce yield of oilseed rape. *Crop Protection* 12 : 101-105.
- Mörzer Bruyns, M.F. & Tanis, J. (1955): De rotganzen *Branta bernicla* (L.), op Terschelling. *Ardea* 43: 261-271.
- Nowak, E. (1995) : Jagdaktivitäten in der Vergangenheit und heute als Einflußfaktor auf Gänsepopulationen und andere Vögel Nordsibiriens. Dans : Prokosch P, Hötter H (eds) *Faunistik und Naturschutz auf Taimyr – Expeditionen 1989–1991*. *Corax* 16, Special Issue, p. 143–159
- Olesen, B. (1993) : Population-dynamics of eelgrass. Thèse de doctorat, département de l'Écologie des végétaux, Université d'Aarhus, Danemark. 94 p.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1994): Patch dynamics of eelgrass, *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 106 : 147-156.
- Petersen, J.L., Hansen J.W., Laursen, M.B., Clausen, P., Conley, D.J. & Carstensen, J. (2008) : Regime shift in a coastal marine ecosystem. – *Ecological Applications* (sous presse).
- Phillippart, C.J.M. (1994) : Eutrophication as a possible cause of decline in the seagrass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden Sea. Thèse de doctorat, Université de Wageningen, Pays-Bas. 157 p.
- Ranwell, D.S. & Downing, B.M (1959) : Brent Goose (*Branta bernicla* (L.)) winter feeding pattern and *Zostera* resources at Scolt Head Island, Norfolk. *Anim. Behav.* 7 : 42-56.
- Rasmussen, E. (1977) : The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. Dans : C.P. McRoy & C. Helfferich (réd.) : *Seagrass ecosystems - a scientific perspective*. Marcel Dekker, New York, p. 1-51.
- Salomonsen, F. (1958) : The present status of the Brent Goose (*Branta bernicla* (L.)) in Western Europe. *Vidensk. Medd. Dansk Naturh. Foren.* 120 : 43-80.

Smith, L.M., Vangilder, L.D. & Kennamer, R.A. (1985) : Foods of wintering Brant in Eastern North America. – J. Field. Ornithol. 56 : 286-289.

Summers, R.W. (1990a) : The Exploitation of Beds of Green Algae by Brent Geese. Estuar. Coast. Shelf Sci. 31: 107-112.

Summers, R.W. (1990b) : The effect on winter wheat of grazing by Brent Geese *Branta bernicla*. J. Appl. Ecol. 27: 821-833.

Summers, R.W. & Critchley, C.N.R. (1990) : Use of grassland and field selection by Brent Geese *Branta bernicla*. J. Appl. Ecol. 27: 834-846.

Syroechkovsky Jr. E.E. & Litvin K.E. (1998) : Migrations of Brent Geese (*Branta bernicla* *bernicla*) in Russia. *En russe, avec résumé en anglais. Casarca* 4, 71-95.