

LES NATURALISTES BELGES

ETUDE ET PROTECTION DE LA NATURE DE NOS REGIONS

volume 84,2-3-4

avril- décembre 2003

Bureau de dépôt : 1040 Bxl 4

Actes du COLLOQUE

La restauration de la flore indigène :
jusqu'où peut-on aller ?

Louvain-la-Neuve, le 19 septembre 2003

Avec le soutien de ■ la jeune Province

Brabant wallon



et de la RÉGION WALLONNE



Publication périodique trimestrielle publiée avec l'aide financière de la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement du Ministère de la Région Wallonne.



LES NATURALISTES BELGES
association sans but lucratif
Rue Vautier 29 à B-1000 Bruxelles
tél. 02-627 42 39.

Conseil d'administration :

Président d'honneur: C. VANDEN BERGHEM, professeur émérite à l'Université Catholique de Louvain.

Président: A. QUINTART, chef honoraire du Département Education et Nature de l'I.R.S.N.B.;
tél. : 02-653 4176.

Vice-Présidents : Mme J. SAINTENOY-SIMON et M.J. DUUVIGNEAUD, professeur.

Responsable de l'organisation des excursions : Mme J. SAINTENOY-SIMON, rue Arthur Roland 61, 1030 Bruxelles, tél. 02-216 98 35 ; C.C.P. 000-0117185-09, LES NATURALISTES BELGES asbl – Excursions, 't Voorstraat 6, 1850 Grimbergen.

Troisième : Mme S. DE BIOLLEY.

Protection de la Nature : MM. J. DUUVIGNEAUD et P. DEVILLERS, Chef de la Section de Biologie de la Conservation à l'I.R.S.N.B.

Membres : MM. G. COBUT, D. GEERINCK et L. WOUÉ.

Rédaction de la revue :

Le comité de lecture est formé des membres du Conseil et de personnes invitées par celui-ci : **les manuscrits soumis aux Naturalistes Belges sont évalués par au moins deux rapporteurs choisis, au sein d'une équipe internationale, en fonction de leur expertise dans le domaine concerné.**

Les articles publiés dans la revue n'engagent que la responsabilité des auteurs.

La reproduction même partielle, par quelque procédé que ce soit, des articles publiés dans *Les Naturalistes belges* n'est autorisée qu'après accord écrit préalable de l'éditeur.

TAUX DE COTISATIONS POUR 2003

Avec le service de la revue :

Membres Belgique et Grand-Duché de Luxembourg:

Adultes.....19 Euros
Etudiants (âgés au maximum de 26 ans).....12,5 Eur
Membres Autres pays.....23 Euros

Abonnement à la revue par l'intermédiaire d'un libraire :

Belgique.....22,5 Eur
Autres pays.....28 Euros

Sans le service de la revue :

Personnes appartenant à la famille d'un membre adulte recevant la revue

et domiciliées sous son toit.....2,5 Eur

Notes : Les étudiants sont priés de préciser l'établissement fréquenté, l'année d'études et leur âge. La cotisation se rapporte à l'année civile, donc du 1er janvier au 31 décembre. Les personnes qui deviennent membres de l'association reçoivent les revues parues depuis janvier. A partir du 1er octobre, les nouveaux membres reçoivent gratuitement la dernière feuille de contact de l'année en cours. Tout membre peut s'inscrire à notre Section de mycologie moyennant une cotisation unique de 25 Euros à virer au compte 979-9361605-43 du Cercle de Mycologie de Bruxelles, av. De Villiers 7, 1700 Dilbeek (M.F. FRIX). Les membres intéressés par l'étude et la protection des Orchidées d'Europe s'adresseront à M. J. MAST DE MAEGHT, rue de Hennin 61, 1050 Bruxelles. Tél. 02/648 96 24.

Pour les virements et les versements : C.C.P. 00-0282228-55
LES NATURALISTES BELGES – Rue Vautier 29 à 1000 Bruxelles

Actes du COLLOQUE

La restauration de la flore indigène : jusqu'où peut-on aller ?

Louvain-la-Neuve, le 19 septembre 2003

Editorial

Le colloque a été l'occasion de présenter différents points de vue et de confronter les opinions à ce sujet qui avait été exposé de la façon suivante par les organisateurs.

«Depuis plusieurs années, des discussions ont lieu au sujet des ensemencements de sites avec des semences contrôlées, des introductions ou des réintroductions de plantes dans des milieux naturels, des transplantations d'espèces végétales menacées...D'autre part, l'étude de la banque de graines du sol apporte de précieuses indications sur les capacités de restauration naturelle de certains milieux. La conservation des espèces végétales in- et ex-situ, les renforcements de populations offrent des perspectives nouvelles. La phytoremédiation permet d'intervenir sur les milieux riches en métaux lourds. Ces interventions sont de nature à compliquer la tâche du phytogéographe».

Ce colloque a été organisé par l'Amicale Européenne de Floristique, Ardenne et Gaume, les Naturalistes belges et le Laboratoire d'Ecologie des Prairies de l'Université Catholique de Louvain, UCL.

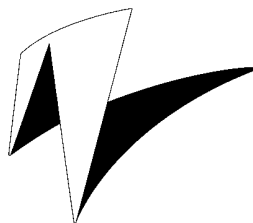
Il faut souligner ici le rôle joué par Mr. et Mme SAINTENOY-SIMON qui ont pris tous les contacts nécessaires auprès des conférenciers et des participants, celui de Mr. Pascal COLOMB, responsable de l'organisation sur place dans un auditoire de l'Université catholique de Louvain et celui de Alain QUINTART aidé par Mme Isabelle BACHY pour la publication des actes du colloque.

La séance du matin a été présidée par Mr. Jacques STEIN, responsable de la Direction de la Nature au Ministère de la Région Wallonne et celle de l'après-midi par Alain QUINTART, président des Naturalistes belges. Celui-ci a également dirigé la discussion générale qui fut riche d'enseignements et qui se déroula d'une façon très courtoise. A cette occasion, une note écrite a été remise par un des participants; elle est publiée in fine.

Le colloque a reçu le soutien du Ministre wallon de l'agriculture et de la ruralité, Mr. José HAPPART et de la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement du Ministère de la Région Wallonne et, pour la publication des actes du colloque, de la Province du Brabant wallon et de son service de l'Environnement. Que tous et toutes trouvent ici l'expression de nos plus vifs remerciements.

■ la jeune Province

Brabant wallon



RÉGION WALLONNE

Flore et végétation des espaces verts autoroutiers : leur capacité de récupération spontanée d'un état semi-naturel

Martin TANGHE¹

Laboratoire de Botanique systématique et de Phytosociologie
Université libre de Bruxelles

1. Introduction

Une première approche floristique et phytosociologique des dépendances vertes du réseau autoroutier wallon était initiée en 1983 pour des raisons purement scientifiques et limitée à la moyenne Belgique (TANGHE, 1986). Elle a débouché dix ans plus tard, au lendemain de la régionalisation des travaux publics, sur une série de conventions d'étude entre le MET et le Groupe interuniversitaire de recherches en écologie appliquée GIREA et portant sur les bases écologiques de la gestion des espaces verts du réseau autoroutier wallon, soient successivement les autoroutes E411 (GIREA, 1997 et 1999), E25 (GIREA, 2001a), E42 (GIREA, 2002a), E19 (GIREA, 2002b). La dernière convention prévue pour 2004-2005 devrait traiter des espaces verts d'accompagnement de l'autoroute Verviers - Saint-Vith, anciennement E9, aujourd'hui E42.

La mise en place de ces conventions était en somme une réponse de la direction concernée du MET, celle de l'Intégration paysagère et du Patrimoine, au message des phytoécologues quant au potentiel de biodiversité des herbages autoroutiers (TANGHE, 1993).

L'objectif général des cinq missions confiées au GIREA de 1996 à 2002 était dès lors de rationaliser l'entretien des herbages du réseau autoroutier afin de contribuer simultanément à l'économie des moyens et à la conservation, voire le développement des habitats les plus valables du point de vue de leur vie sauvage.

Des résultats de cette recherche appliquée, une première synthèse a été extraite, celle des 200 relevés phytosociologiques effectués sur quelque 280 km d'autoroutes, soit environ le tiers du réseau wallon. Elle a pris la forme d'une typologie phytoécologique des herbages (TANGHE, 2001), voisine de celle proposée pour les routes secondaires (GODEFROID & TANGHE, 2000) et précisant, pour les groupements végétaux mis en évidence, notamment les relations de leur composition floristique avec les facteurs du milieu physique,

¹ Avenue de Winterberg 61, 1330 Rixensart.

nature lithologique, humidité, acidité et niveau trophique du sol et s'efforçant d'établir leur parenté avec les unités du système syntaxonomique zuricho-montpelliérain. Cette position phytosociologique a pu être précisée et améliorée ultérieurement grâce au synopsis des groupements végétaux de la Wallonie (J. DUVIGNEAUD, 2001) publié peu après le colloque d'hommage à cet auteur au cours de laquelle la synthèse en question fut présentée.

Pour les besoins du colloque consacré à la restauration de la flore indigène (Louvain-la-Neuve, 19 septembre 2003) et du présent article, on a sélectionné dans la typologie phytoécologique, qui compte une vingtaine d'unités, huit exemples de groupements parmi les moins communs : ils sont destinés à montrer la capacité des milieux anthropogènes à reconstituer des communautés végétales intéressantes pour la conservation de la nature, sans aucune introduction d'espèces caractéristiques des différents habitats.

2. Mise en place des groupements végétaux herbacés en bordure d'autoroute

2.1. Facteurs anthropiques (TANGHE, 1986)

Les seules interventions de l'homme exerçant une influence sur le développement des communautés végétales herbacées des dépendances autoroutières, talus et terre-pleins, sont la mise en évidence, par les déblais, du substrat lithologique naturel, le modelage du relief déterminant la pente et l'exposition, l'apport éventuel d'une couverture de terre allochtone lorsque la roche-mère en place est jugée stérile et impropre à la production végétale, le semis d'engazonnement destiné à stabiliser les terres et à embellir l'environnement des chaussées, et la fauche dont la hauteur, la fréquence et la date sont des aspects déterminants.

Le semis d'engazonnement est essentiel en l'occurrence. En général, pour les opérations de végétalisation réalisées dans les années 1960 et 1970, il se composait de 3 à 6 espèces de poacées en mélange, parmi lesquelles *Lolium perenne*, *Festuca rubra* et *Poa pratensis*. Le trèfle rampant en fit partie au début, mais en fut exclu par la suite parce qu'il provoquait le dérapage des tracteurs sur les talus trop inclinés.

2.2. Facteurs naturels (TANGHE, *op. cit.*)

Parmi les facteurs physiques qui représentent l'offre du milieu, les plus importants sont naturellement les caractéristiques physiques et chimiques du substrat : nature lithologique, texture, économie de l'eau, acidité, teneur en carbonates, richesse en éléments nutritifs,.... Mais le climat exerce aussi son influence tant au niveau régional (effet de l'altitude) que local ou stationnel (effets de l'exposition et de la pente).

Quant aux facteurs naturels biologiques, ils ne sont pas moins importants, avec le stock grainier du sol, surtout en cas de terres arables rapportées, la dissémination naturelle influencée elle-même par l'environnement végétal, la compétition interspécifique et bien entendu l'autécologie des plantes représentant la demande biologique.

2.3. Le résultat : des groupements végétaux semi-naturels identifiables aux associations du système zuricho-montpelliérain.

L'observation a montré qu'au départ d'un aménagement artificiel des espaces verts herbacés, se mettent en place, en une dizaine d'années et spontanément en fonction de l'offre variée du milieu physique, des groupements végétaux qui ne sont pas des assemblages de plantes uniformes et quelconques. Affectant une structure spatiale différente de la végétation naturelle, mais étant composés d'une flore indigène et spontanée, ces groupements peuvent être qualifiés de semi-naturels. De surcroît, sans pour autant offrir une parfaite conformité ou intégrité phytosociologique, ils s'apparentent à des associations végétales reconnues, dûment décrites et classifiées dans le système syntaxonomique zuricho-montpelliérain.

3. Exemples choisis de groupements végétaux semi-naturels du réseau autoroutier.

Les huit groupements végétaux repris ici sont extraits du tableau 2 de TANGHE (2001). Parmi la vingtaine de groupements que le tableau renferme, ils ont été sélectionnés pour leur intérêt sous l'angle de la conservation de la nature et leur représentativité à l'égard de types d'habitats en voie de raréfaction et dont certains font l'objet, en tout ou en partie, de réserves naturelles.

Ces groupements sont désignés d'abord par une dénomination française sans doute assez longue, mais qui offre l'avantage d'exprimer clairement leurs caractéristiques physionomiques, phytogéographiques, écologiques et floristiques.

La caractérisation fournit ensuite la dénomination latine binominale de l'association du système zuricho-montpelliérain dont le groupement observé le long des autoroutes se rapproche le plus. Elle est complétée enfin par un à trois relevés-types assortis d'informations géographiques et stationnelles. A défaut de pouvoir illustrer les associations végétales par des images des plantes caractéristiques, ces relevés constituent en quelque sorte des preuves concrètes et objectives.

3.1. Pelouse rase et ouverte, planitiaire, silicicole-arénicole, très maigre, xérophile et acidophile à neutrocline à *Festuca filiformis*, *Agrostis capillaris* et *Aira caryophylla*

Position systématique :

- . alliance : *Thero-Airion* Tx. 1951 ;
- . associations : *Airo caryophylleae – Festucetum ovinae* Tx. 1955; *Airetum praecocis* (Schwickerath 1944) Krausch 1965.

Relevé – type 1 :

- . N° d'enregistrement : 29;
- . Date : 06-06-1985;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E42 = A16, km 8, Grandglise – Stambruges;
- . Station : altitude : 60 m;
 - topographie : talus de déblai, 17°, sud-ouest;
 - sol : sableux humifère, sec, pH 4,5;
 - action humaine : fauche;
- . Composition floristique :
Festuca filiformis 3.4, *Agrostis capillaris* 2.3., *Rumex acetosella* 2.2., *Hypochoeris radicata* 2.2., *Aira caryophylla* 1.2, *Cerastium* sp. 1.2, *Cerastium fontanum* +.2, *Ornithopus perpusillus* +. 1, *Molinia caerulea* +.1, *Veronica arvensis* +.1, *Taraxacum officinale* +.1, *Calluna vulgaris* (+.2), *Danthonia decumbens* (+.2), *Teucrium scorodonia* (+.2), *Carex hirta* (+.2), *Luzula multiflora* (+.2), *Plantago lanceolata* (+.1), *Lotus corniculatus* (+.2), *Rubus* sp. (+.1).

Relevé-type 2 :

- . N° d'enregistrement : A10;
- . Date : 22-05-2001;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E19, km 53, Saint-Denis;
- . Station : altitude : 70 m;
 - topographie : berme de crête; faible pente 6-7°, ouest;
 - sol : sableux, pH 6,9;
 - action humaine : fauche;
- . Composition floristique :
Festuca rubra 2.2, *Aira praecox* 1.2, *Arrhenatherum elatius* 1.2, *Carex arenaria* 1.2, *Geranium pusillum* 1.2, *Holcus lanatus* 1.2, *Luzula campestris* 1. 2, *Myosotis ramosissima* 1.2, *Plantago lanceolata* 1.2, *Rumex acetosella* 1.2, *Veronica arvensis* 1.2, *Vulpia bromoides* 1.2, *Agrostis capillaris* +.2, *Arenaria serpyllifolia* +.2, *Cerastium fontanum* +.2, *Cerastium glomeratum* +.2, *Cerastium semidecandrum* +.2, *Crepis capillaris* +.1, *Dactylis glomerata* +.2, *Erodium cicutarium* +.1, *Erophila verna* +.2, *Medicago lupulina* +.2, *Poa pratensis* +.2, *Trifolium dubium* +.2, *Vicia sativa* +.2, *Achillea millefolium* (+.2), *Carex hirta* (+.2), *Carex* sp. (+.2), *Festuca* sp. (+.2), *Hypericum perforatum* (+.1), *Ranunculus bulbosus* (+.2), *Senecio jacobaea* (+.2), *Taraxacum* sp. (+.1).

Remarque :

Les deux relevés ont en commun leur caractère arénicole, indiqué par un contingent plus ou moins important d'espèces annuelles, éphémérophytes. Mais ils se distinguent nettement par le pH de leur sol, franchement acide d'une part, ce dont témoigne la dominance de *Festuca filiformis*, *Agrostis capillaris* et *Rumex acetosella*, et presque neutre d'autre part, marqué par la présence d'espèces neutrophiles comme *Arenaria serpyllifolia*, *Erodium cicutarium*, *Erophila verna*, *Medicago lupulina*, etc.

L'apparition dans le relevé-type 2, de *Carex arenaria*, espèce caractéristique des dunes littorales et continentales (Campine), est digne d'attention; elle s'explique par la proximité du site de la Mer de Sable de Stamburges, bien connu des botanistes et appartenant à ce territoire écologique très particulier, appelé d'ailleurs à juste titre « Campine hennuyère ».

3.2. Lande herbeuse rase et ouverte, collinéenne, silicicole, maigre, xérocline et acidophile à *Calluna vulgaris*, *Agrostis capillaris*, *Carex pilulifera* et *Galium saxatile*

Position systématique :

. alliance : *Calluno-Genistion* P. Duvigneaud (1944) 1946;

. association : *Calluno vulgaris* – *Genistetum anglicae* Tx. (1928) 1937

Relevé – type 1 :

. N° d'enregistrement : A45;

. Date : 07-06-1996;

. Auteur : M. Tanghe;

. Surface : 4m² étendus au-delà (espèces avec coefficient entre parenthèses);

. Localité : autoroute E411 – A4, km 130,4, Recogne;

. Station : altitude : 480 m;

topographie : terre-plein latéral faiblement incliné 2-3°;

sol : pH 4,6;

action humaine : fauche;

. Composition floristique

Cytisus scoparius 2.2., *Calluna vulgaris* 2.2, *Agrostis capillaris* 2.2, *Carex pilulifera* 1.2, *Hypochoeris radicata* 1.2, *Luzula campestris-multiflora* 1.1, *Acer pseudoplatanus* (juv.) +.1, *Anthoxanthum odoratum* +.2, *Centaurea jacea* +.2, *Crataegus monogyna* (juv.) +.1, *Festuca* sp. (glauque) +.2, *Gnaphalium sylvaticum* +.2, *Holcus mollis* +.2, *Hypericum humifusum* +.2, *Lotus corniculatus* +.1, *Plantago lanceolata* +.1, *Polygala vulgaris* +.2, *Potentilla erecta* +.1, *Prunus cf. spinosa* (juv.) +.1, *Rumex acetosella* +.1, *Taraxacum officinale* +.2, *Veronica officinalis* +.2, *Festuca rubra* (+.2), *Galium saxatile* (+.2), *Hieracium lachenalii* (+.1), *Leontodon autumnalis* (+.2), *Leucanthemum vulgare* (+.1), *Picea abies* (juv.) (+.1).

Relevé – type 2 :

. N° d'enregistrement : B62;

. Date : 08-06-2000;

. Auteur : M. Tanghe;



Autoroute E25, Werbomont (Ferrières) :
la pelouse et la lande herbeuse maigres,
mais riches en fleurs, notamment le
platanthère des montagnes dont on
compte une cinquantaine de pieds !



Autoroute E25, Werbomont (Ferrières) :
le platanthère des montagnes (*Platanthera
chlorantha*).

. Surface : 4m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses)
. Localité : autoroute E25 = A26, échangeur E25-N651, km 42,7, Manhay (Vaux-Chavanne);
Station : altitude : 395 m;
topographie : terre-plein en légère pente 2-3°;
sol : superficiel à peu profond, argilo-limoneux, pH 5,2;
action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Calluna vulgaris 3.3, *Carex pilulifera* 2.3, *Trifolium pratense* 2.2, *Agrostis capillaris* 1.2, *Centaurea jacea* 1.1, *Festuca rubra* 1.2, *Galium saxatile* 1.3, *Holcus mollis* 1.2, *Hypericum pulchrum* 1.1, *Hypochoeris radicata* 1.2, *Leontodon autumnalis* 1.2, *Lotus corniculatus* 1.2, *Luzula cf. multiflora* 1.2, *Plantago lanceolata* 1.2, *Taraxacum officinale* 1.1, *Cerastium fontanum* +.2, *Cytisus scoparius* +.1, *Festuca filiformis* +.2, *Festuca* sp. (glauque) +.2, *Ranunculus acris* +.2, *Rumex acetosa* +.1, *Alnus glutinosa* (juv.) (+.1), *Bellis perennis* (+.1), *Betula pendula* (+.1), *Hieracium umbellatum* (+.2), *Potentilla erecta* (+.1), *Prunella vulgaris* (+.1), *Rumex acetosella* (+.2), *Salix* sp. (juv.) (+.2), *Trifolium dubium* (+.1).

Relevé –type 3 :

. N° d'enregistrement : A09;
. Date : 25-05-1999;
. Auteur : M. Tanghe;
. Surface : 4m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses)
. Localité : autoroute E25, km 33,2, Werbomont;
Station : altitude : 440 m;
topographie : talus de déblai, 24°, est-sud-est;
sol : pH 4,6;
action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Genista pilosa 2.3, *Festuca cf. filiformis* 2.2, *Agrostis capillaris* 2.2, *Veronica officinalis* 2.3, *Hypochoeris radicata* 2.2, *Luzula campestris-multiflora* 1.2, *Hieracium lachenalii* 1.2, *Plantago lanceolata* 1.2, *Anthoxanthum odoratum* +.2, *Cirsium palustre* +.1, *Galium saxatile* +.2, *Genista anglica* +.2, *Holcus lanatus* +.2, *Leontodon autumnalis* +.1, *Lotus corniculatus* +.2, *Prunella vulgaris* +.1, *Rubus* sp. +.1, *Rumex acetosa* +.1, *Taraxacum officinale* +.1, *Ajuga reptans* (+.2), *Alchemilla cf. xanthochlora* (+.2), *Bellis perennis* (+.2), *Carex pilulifera* (+.2), *Centaurea jacea* (+.2), *Cytisus scoparius* (+.1), *Leucanthemum vulgare* (+.2), *Potentilla erecta* (+.2), *Trifolium pratense* (+.2), *Vicia cracca* (+.1).

Remarque :

On notera la constance d'un contingent non négligeable d'espèces de l'*Arrhenatherion* et du *Cynosurion* lié au caractère perturbé du substrat et au fait que les éléments de landes, le plus souvent limités, sont insérés dans un contexte général de prairies fauchées plutôt mésophiles. Néanmoins, la plupart des espèces caractéristiques du *Calluno-Genistion* sont bien représentées.

3.3. Prairie rase à moyennement haute et fermée, planitiaire et collinéenne, assez maigre, limonicole, mésohygrophile et acido-neutrophile à *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum* et *Luzula campestris*.

Position systématique :

- . alliance : *Cynosurion cristati* Tx. 1947
- . association : *Festuco-Cynosuretum* Tx. in Büker 1942

Relevé-type 1 :

- . N° d'enregistrement : B63;
- . Date : 08-06-2000;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E25 = A26, échangeur E25-N651, km 42,7, Manhay (Vaux-Chavanne);
- . Station : altitude : 390 m;
 - sol : limono-argileux, pH 5,3;
 - topographie : terre-plein en faible pente 3-5°;
 - action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Festuca rubra 2.2, *Agrostis capillaris* 2.2, *Anthoxanthum odoratum* 2.2, *Plantago lanceolata* 2.2, *Leucanthemum vulgare* 2.2, *Ajuga reptans* 1.2, *Cerastium fontanum* 1.2, *Holcus lanatus* 1.2, *Luzula campestris-multiflora* 1.2, *Stellaria graminea* 1.2, *Taraxacum officinale* 1.2, *Trifolium pratense* 1.2, *Vicia cracca* 1.1, *Achillea millefolium* +.2, *Cirsium palustre* +.1, *Festuca filiformis* +.2, *Hypochoeris radicata* +.1, *Lathyrus pratensis* +.2, *Poa pratensis* +.2, *Potentilla erecta* +.1, *Ranunculus acris* +.2, *Ranunculus repens* +.2, *Rumex acetosa* +.1, *Trifolium medium* +.2, *Alchemilla cf. xanthochlora* (+.2), *Centaurea jacea* (1.3), *Dactylorhiza fistulosa* (+.1), *Deschampsia cespitosa* (+.2), *Galium uliginosum* (+.2), *Lotus corniculatus* (+.2), *Lychnis flos-cuculi* (+.1), *Malva moschata* (+.2), *Vicia sepium* (+.1).

Relevé-type 2 :

- . N° d'enregistrement : A07;
- . Date : 22-05-2001;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E19 = A7; km 50, Saint-Denis;
- . Station : altitude : 85 m;
 - topographie : talus de déblai, 19°, sud-sud-ouest;
 - sol : pH 6,1;
 - action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Festuca rubra 2.2, *Poa pratensis* 2.2, *Hypochoeris radicata* 2.2, *Leucanthemum vulgare* 2.2, *Plantago lanceolata* 2.2, *Vicia sativa* 2.2, *Achillea millefolium* 1.2, *Anthoxanthum odoratum* 1.2, *Arrhenatherum elatius* 1.2, *Ranunculus bulbosus* 1.2, *Trifolium dubium* 1.2, *Aphanes arvensis* +.2, *Bromus hordeaceus* +.2, *Cerastium glomeratum* +.2, *Cirsium arvense* +.1, *Crepis capillaris* +.1, *Dactylis glomerata* +.2, *Holcus lanatus* +.2, *Holcus mollis* +.2, *Lolium perenne* +.2, *Luzula campestris* +.2, *Rumex acetosella* +.1, *Saxifraga granulata* +.2, *Senecio jacobaea* +.2, *Trifolium campestre* +.2, *Veronica arvensis* +.2, *Bellis perennis* (+.2), *Cerastium fontanum* (+.2), *Medicago lupulina* (+.2), *Rumex acetosa* (+.1), *Rumex crispus* (+.1), *Silene latifolia* subsp. *alba* (+.1), *Taraxacum officinale* (+.1), *Trifolium pratense* (+.2), *Trifolium repens* (+.2), *Valerianella* sp. (+.2).

Remarque :

D'après la bioindication de la flore, le relevé 2, issu de district picardo-brabançon, représente la variante neutrocline et mésophile, tandis que le relevé 1, d'origine

ardennaise et lié à une station horizontale moins bien drainée, relève de la variante hydrocline caractérisée par la présence de quelques éléments des prairies humides.

3.4. Pelouse basse et assez ouverte, collinéenne, assez maigre, calcicole, xérocline et neutrophile à *Arrhenatherum elatius*, *Carex flacca* et *Primula veris*.

Position systématique :

- . alliance : *Mesobromion erecti* (Br.-Bl. et Moor 1938) Knapp 1942 ex Oberdorfer (1950) 1957;
- . association : *Mesobrometum erecti* Br.-Bl. apud Scherrer 1925.

Relevé-type 1 :

- . N° d'enregistrement : A05;
- . Date : 17-05-1999;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E25 = A26, km 20,2, Aywaille;
- . Station : altitude : 205 m;
 - topographie : berme de crête, station subhorizontale, faible pente 3-5° ouest;
 - sol : superficiel, argilo-limoneux à charge caillouteuse calcaire, pH 7,2;
 - action humaine : fauche;
- . Composition floristique :
Arrhenatherum elatius 2.2, *Carex flacca* 2.2, *Centaurea jacea* 2.2, *Helianthemum nummularium* 2.3, *Primula veris* 2.2, *Sanguisorba minor* 2.2, *Achillea millefolium* 1.2, *Bromus erectus* 1.2, *Dactylis glomerata* 1.2, *Festuca cf. lemanii* (ou *F. rubra*) 1.2, *Knautia arvensis* 1.2, *Ononis repens* 1.2, *Vicia cracca* 1.2, *Viola hirta* 1.2, *Carex caryophyllea* +.1, *Lotus corniculatus* +.2, *Pimpinella saxifraga* +.1, *Plantago lanceolata* +.2, *Plantago media* +.1, *Ranunculus bulbosus* +.1, *Barbarea vulgaris* (1.2), *Fragaria vesca* (+.1), *Galium pumilum* (+.3), *Hypericum perforatum* (+.2), *Lathyrus pratensis* (+.2), *Origanum vulgare* (+.2), *Potentilla neummanniana* (+.1), *Vicia sativa* (+.1).

Relevé-type 2 :

- . N° d'enregistrement : B66;
- . Date : 08-06-2000;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E25 = A26, km 20,2, Aywaille (Sougné);
- . Station : altitude : 210 m;
 - topographie : berme de crête, station horizontale;
 - sol : superficiel, argileux et caillouteux à charge calcaire, pH 7,6;
 - action humaine : fauche;
- . Composition floristique :
Primula veris 3.3, *Carex flacca* 2.2, *Festuca rubra* 2.2, *Leucanthemum vulgare* 2.2, *Lotus corniculatus* 2.2, *Medicago lupulina* 2.2, *Arrhenatherum elatius* 1.2, *Daucus carota* 1.2, *Festuca* sp. (glauque) 1.2, *Linum catharticum* 1.2, *Plantago lanceolata* 1.2, *Ranunculus bulbosus* 1.2, *Viola hirta* 1.2, *Achillea millefolium* +.2, *Dactylis glomerata* +.2, *Ophrys apifera* +.1, *Origanum vulgare* +.2, *Picris hieracioides* +.1, *Senecio jacobaea* +.1, *Vicia cracca* +.1,

Centaurea jacea (+.1), *Crataegus monogyna* (2.1), *Medicago sativa* (+.2), *Plantago media* (+.2), *Sanguisorba minor* (+.1), *Taraxacum officinale* (+.1).

Remarque :

Selon toute évidence, le relevé-type 1 correspond à un habitat relictuel, reste des pelouses calcaires préexistantes inclus dans l'emprise de l'autoroute; il est donc moins pertinent pour l'objectif de cet article; tandis que l'absence dans le relevé-type 2 des graminées structurantes caractéristiques, *Bromus erectus* et *Brachypodium pinnatum* traduirait un remaniement du sol et un apport éventuel de terres allochtones.

3.5. Prairie haute et fermée, planitiaire et collinéenne, assez grasse, limonicole (sur loess), mésohygrophile et acidocline – neutrophile à *Arrhenatherum elatius* et *Crepis biennis*.

Position systématique :

- . alliance : *Arrhenatherion elatioris* Br.-Bl. 1925;
- . association: *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. ex Scherrer 1925.

Relevé-type 1 :

- . N° d'enregistrement : A08;
- . Date : 22-05-2001;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E19 = A7, km 51,6-7, Saint-Denis;
- . Station : altitude : 75 m;
 - topographie : talus de déblai, 19°, sud-sud-ouest;
 - sol : sablo-limoneux, pH 7,3;
 - action humaine : fauche;
- . Composition floristique :
Arrhenatherum elatius 3.4, *Crepis biennis* 2.2, *Dactylis glomerata* 2.2, *Festuca rubra* 2 .2, *Poa trivialis* 2 .2, *Achillea millefolium* 1.2, *Daucus carota* 1.2, *Heracleum sphondylium* 1.2, *Leucanthemum vulgare* 1.2, *Lolium perenne* 1.2, *Ranunculus bulbosus* 1.2, *Centaurea jacea* +.2, *Cerastium fontanum* +.1, *Geranium dissectum* +.1, *Holcus lanatus* +.2, *Luzula campestris* +.2, *Medicago lupulina* +.2, *Saxifraga granulata* +.1, *Senecio jacobaea* +.1, *Taraxacum officinale* +.1, *Tragopogon pratensis* +.1, *Trifolium repens* +.1, *Trisetum flavescens* +.2, *Valerianella* sp. +.2, *Veronica arvensis* +.1, *Vicia sativa* +.1, *Anthriscus sylvestris* (+.2), *Trifolium pratense* (+.2).

Relevé-type 2 :

- . N° d'enregistrement : A83;
- . Date : 13-06-1996;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E411 = A4; km 177,5, Arlon;
- . Station : altitude : 415 m;
 - topographie : talus de déblai, 23°, nord;
 - sol : profond, sablo-argileux, pH 5,9;
 - action humaine : fauche;



Autoroute E25, Aywaille : occupant autrefois une place importante dans le paysage agricole wallon, le pré de fauche à fromental et crépis des prés ne subsistera bientôt plus que sur les talus des autoroutes.



Autoroute E42, Saint-Georges-sur-Meuse : la saxifrage granulée (*Saxifraga granulata*) caractérise les prairies de fauche assez maigres sur des sols sableux ou sablo-limoneux.

. Composition floristique :

Arrhenatherum elatius 5.5, *Crepis biennis* 2.2, *Taraxacum officinale* 2.2, *Heracleum sphondylium* 2.2, *Alopecurus pratensis* 1.2, *Dactylis glomerata* 1.2, *Poa trivialis* 1.2, *Ranunculus acris* 1.2, *Rumex acetosa* 1.2, *Bromus hordeaceus* +.2, *Holcus lanatus* +.2, *Leucanthemum vulgare* +.2, *Myosotis discolor* +.2, *Plantago lanceolata* +.1, *Ranunculus repens* +.2, *Senecio jacobaea* +.1, *Sinapis arvensis* +.1, *Vicia cracca* +.2, *Vicia hirsuta* +.2, *Vicia sativa* +.2, *Achillea millefolium* (+.2), *Anthriscus sylvestris* +.2, *Centaurea jacea* (+.2), *Cirsium palustre* (+.1), *Elymus repens* (+.2), *Phleum pratense* (+.2), *Rumex obtusifolius* (+.1), *Stellaria graminea* (+.2), *Tanacetum vulgare* (+.2), *Trifolium pratense* (+.2), *Vicia tetrasperma* (+.2).

Remarque :

D'après la bioindication de la flore, le relevé 2 correspond à la variante typique de l'association , c'est-à-dire mésohygrophile (plus couramment « mésophile ») et acidocline, caractéristique d'un sol mésotrophe; en revanche, le relevé 1 relève de la variante mésophile – xérocline et neutrophile dont plusieurs espèces expriment une légère tendance vers l'oligotrophie (*Luzula campestris*), mais aussi une certaine neutrophilie (*Ranunculus bulbosus*, *Medicago lupulina*,...)

3.6. Prairie haute et fermée, submontagnarde, assez grasse, silicicole, mésohygrophile et acidocline à *Holcus lanatus*, *Holcus mollis* et *Geranium sylvaticum*.

Position systématique :

. alliance : *Polygono bistortae* – *Trisetion* Br.-Bl. et Tx. 1943

. association : *Geranio sylvaticae* – *Trisetetum flavescens* Knapp 1951

Relevé-type :

. N° d'enregistrement : A20;

. Date : 27-05-1999;

. Auteur : M. Tanghe;

. Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);

. Localité : autoroute E25 = A26; km 45,5, Malempré (Manhay);

. Station : altitude : 530 m;

topographie : talus de déblai, 28°, est;

sol : argilo-limoneux humifère, pH 5,1;

action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Geranium sylvaticum 3.2, *Arrhenatherum elatius* 2.2, *Holcus mollis* 2.3, *Alchemilla* cf. *xanthochlora* 1.2, *Anthriscus sylvestris* 1.2, *Barbarea vulgaris* 1.2, *Dactylis glomerata* 1.2, *Poa trivialis* 1.2, *Rumex acetosa* 1.2, *Rumex obtusifolius* 1.1, *Vicia sepium* 1.2, *Cirsium arvense* +.1, *Galeopsis tetrahit* +.1, *Geranium dissectum* +.1, *Heracleum sphondylium* +.1, *Holcus lanatus* +.2, *Ranunculus acris* +.1, *Ranunculus repens* +.1, *Stellaria graminea* +.1, *Taraxacum officinale* +.1, *Veronica chamaedrys* +.2, *Vicia cracca* +.1, *Achillea millefolium* (+.2), *Ajuga reptans* (+.2), *Centaurea jacea* (+.1), *Lathyrus pratensis* (+.2), *Leucanthemum vulgare* (+.2), *Malva moschata* (+.1), *Myosotis* sp. (+.2), *Plantago lanceolata* (+.1), *Trifolium pratense* (+.2), *Veronica arvensis* (+.1).



Autoroute E25, Malempré (Manhay) : à 530 m d'altitude, en Haute Ardenne, prairie montagnarde à renoncule âcre et géranium des bois.



Autoroute E25, Malempré (Manhay) : géranium des bois (*Geranium sylvaticum*).

Remarque :

L'absence des espèces hygrophiles faisant habituellement partie de l'association, comme *Polygonum bistorta*, *Deschampsia cespitosa*, *Cirsium palustre*, s'expliquerait par la situation topographique conditionnant un sol bien drainé.

3.7. Prairie moyennement haute et fermée, planitiaire, argilicole, assez grasse, poïkilohygrophile et neutrocline-neutrophile à *Juncus inflexus*, *Carex hirta* et *Agrostis stolonifera*.

Position systématique :

- . alliance : *Lolio perennis* – *Potentillion anserinae* Tx. 1947;
- . association : indéterminée si elle appartient à cette alliance;
- . alliance : *Cynosurion cristati* Tx. 1947;
- . association : *Juncus inflexus* – *Cynosuretum cristati* Sougnez 1963

Relevé-type 1 :

- . N° d'enregistrement : A06;
- . Date : 07-06-1996;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E411 = A4, km 91,6, Villers-sur-Lesse (Rochefort);
- . Station : altitude : 185 m;
 - topographie : terre-plein latéral, station horizontale;
 - sol : humide; pH 7,2;
 - action humaine : fauche;
- . Composition floristique :
Juncus inflexus 2.3, *Agrostis stolonifera* 2.3, *Carex cuprina* 2.3, *Galium palustre* 2.3, *Alopecurus geniculatus* 1.2, *Alopecurus pratensis* 1.2, *Cardamine pratensis* 1.2, *Carex hirta* 1.2, *Juncus effusus* 1.2, *Poa trivialis* 1.2, *Carex ovalis* +.2, *Epilobium* sp. +.2, *Potentilla reptans* +.2, *Ranunculus repens* +.2, *Taraxacum officinale* +.1, *Ajuga reptans* (+.2), *Bellis perennis* (+.2), *Bromus hordeaceus* (+.1), *Carex flacca* (+.2), *Carex spicata* (+.2), *Centaurea jacea* (+.2), *Dactylis glomerata* (+.1), *Daucus carota* (+.1), *Geranium dissectum* (+.1), *Glyceria fluitans* s.l. (+.2), *Holcus lanatus* (+.2), *Leucanthemum vulgare* (+.2), *Lolium perenne* (+.2), *Lotus pedunculatus* (+.1), *Lychnis flos-cuculi* (+.2), *Lysimachia nummularia* (+.2), *Matricaria inodora* (+.2), *Plantago major* (+.2), *Plantago lanceolata* (+.1), *Prunella vulgaris* (+.2), *Ranunculus acris* (+.2), *Rumex crispus* (+.1), *Trifolium dubium* (+.2), *Trifolium pratense* (+.2), *Trifolium repens* (+.2).

Relevé-type 2 :

- . N° d'enregistrement : A49;
- . Date : 13-06-1996;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E411 = A4, km 164,9, Habay-la-Vieille;
- . Station : altitude : 360m;
 - topographie : terre-plein en très légère pente, pratiquement horizontal;
 - sol : argileux compact, pH 7,0;
 - action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Juncus inflexus 2.3, *Carex disticha* 2.3, *Ajuga reptans* 2.3, *Agrostis stolonifera* 1.2, *Carex flacca* 1.2, *Carex hirta* 1.2, *Carex panicea* 1.3, *Holcus lanatus* 1.2, *Lathyrus pratensis* 1.2, *Phleum pratense* 1.2, *Poa trivialis* 1.2, *Ranunculus acris* 1.2, *Trifolium dubium* 1.2, *Trifolium repens* 1.2, *Arrhenatherum elatius* +.2, *Lolium perenne* +.2, *Poa pratensis* +.2, *Poa trivialis* +.2, *Rumex crispus* +.2, *Taraxacum officinale* +.1, *Achillea ptarmica* (+.3), *Alopecurus geniculatus* (+.2), *Alopecurus pratensis* (+.2), *Bellis perennis* (+.2), *Cardamine pratensis* (+.2), *Carex ovalis* (+.2), *Carex spicata* (+.3), *Centaurea jacea* (+.2), *Cirsium arvense* (+.2), *Cirsium palustre* (+.1), *Deschampsia cespitosa* (+.2), *Elymus repens* (+.2), *Equisetum arvense* (+.2), *Equisetum palustre* (+.1), *Festuca arundinacea* (+.2), *Festuca pratensis* (+.2), *Festuca rubra* (+.2), *Glyceria fluitans* s.l. (+.2), *Juncus articulatus* (+.2), *Juncus compressus* (+.2), *Juncus conglomeratus* (+.2), *Lychnis flos-cuculi* (+.2), *Polygonum amphibium* (+.1), *Potentilla anserina* (+.1), *Trifolium hybridum* (+.2), *Trifolium pratense* (+.2), *Tussilago farfara* (+.2), *Vicia cracca* (+.2).

Remarque :

Dans ce groupement de jonçaille franchement humide, dont les caractéristiques de l'alliance du *Lolio-Potentillion* (*Agropyro-Rumicion*) constituent l'élément de base, les espèces du *Cynosurion*, bien que discrètes, sont bien présentes, tandis que des calcicoles-neutrophiles affirmées comme *Juncus inflexus* et *Carex flacca* attestent du pH neutre à légèrement basique du sol.

3.8. Prairie moyennement haute et assez ouverte, collinéenne et submontagnarde, argili-limonicole, assez maigre, poikilohygrophile et acidocline-acidophile à *Juncus effusus*, *Ranunculus acris* et *Carex ovalis*.

Position systématique :

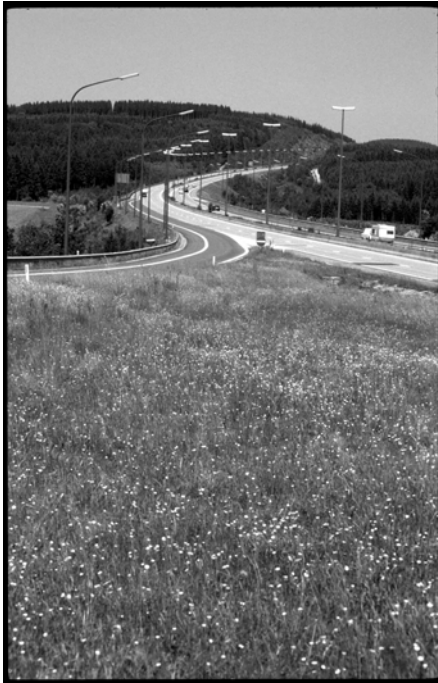
. alliance : *Calthion palustris* Tx. 1937 em. Balatova-Tulackova 1978;
. association : *Epilobio-Juncetum effusi* Oberdorfer 1957.

Relevé-type 1 :

. N° d'enregistrement : A47;
. Date : 07-06-1996;
. Auteur : M. Tanghe;
. Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
. Localité : autoroute E411 = A4, km 130,4, Recogne (Libramont);
. Station : altitude : 480 m;
 topographie : terre-plein latéral faiblement incliné 3°;
 sol : humide, pH 5,0;
 action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Juncus effusus 3.3, *Carex ovalis* 2.3, *Holcus lanatus* 2.3, *Holcus mollis* 2.2, *Carex pilulifera* 1.2, *Cirsium palustre* 1.1, *Rumex* sp. 1.1, *Agrostis capillaris* +.2, *Festuca rubra* +.2, *Luzula multiflora* +.2, *Prunella vulgaris* +.2, *Rumex acetosa* +.1, *Taraxacum officinale* +.1, *Agrostis canina* (+.3), *Anthoxanthum odoratum* (+.2), *Centaurea jacea* (+.2), *Juncus squarrosus* (+.2), *Lotus pedunculatus* (+.2), *Plantago lanceolata* (+.1), *Poa pratensis* (+.2), *Ranunculus acris* (+.1), *Ranunculus repens* (+.2), *Rumex acetosella* (+.2), *Vicia cracca* (+.2).



Autoroute E25, Werbomont (Ferrières) : les échangeurs et bretelles d'accès des autoroutes incluent souvent de vastes espaces perdus pour l'agriculture, mais au bénéfice de la nature ; prairie maigre et humide à joncs et laïches renfermant un *Dactylorhiza*.



Autoroute E25, Werbomont (Ferrières) : un *Dactylorhiza* montrant les caractères soit de l'orchis négligé (*Dactylorhiza praetermissa*) soit d'un hybride entre *Dactylorhiza maculata* et *Dactylorhiza fistulosa*.

Relevé-type 2 :

- . N° d'enregistrement : A18;
- . Date : 27-05-1999;
- . Auteur : M. Tanghe;
- . Surface : 4 m² étendus au-delà (espèces avec coefficients entre parenthèses);
- . Localité : autoroute E25 = A26; km 35,3, Werbomont;
- . Station : altitude : 460 m;
 - topographie : terre-plein latéral, station horizontale en dépression;
 - sol : humide, pH 5,4;
 - action humaine : fauche;

. Composition floristique :

Juncus effusus 2.2, *Juncus conglomeratus* 2.2, *Carex demissa* 2.3, *Carex panicea* 2.3, *Ranunculus flammula* 2.3, *Ranunculus repens* 2.2, *Agrostis canina* 1.2, *Cardamine pratensis* 1.2, *Carex ovalis* 1.2, *Achillea ptarmica* +.2, *Bellis perennis* +.1, *Glyceria fluitans* s.l. +.2, *Heracleum sphondylium* +.2, *Holcus lanatus* +.2, *Lotus cf. pedunculatus* +.2, *Mentha cf. aquatica* +.1, *Myosotis scorpioides* +.2, *Plantago lanceolata* +.1, *Ajuga reptans* (+.2), *Alopecurus geniculatus* (+.2), *Anthoxanthum odoratum* (+.2), *Carex nigra* (1.3), *Carex pilulifera* (1.2), *Cirsium palustre* (+.1), *Epilobium* sp. (+.1), *Equisetum arvense* (+.2), *Equisetum palustre* (+.2), *Festuca rubra* (+.2), *Juncus acutiflorus* (2.3), *Juncus cf. bulbosus* (+.2), *Leontodon autumnalis* (+.1), *Luzula cf. Multiflora* (+.2), *Lychmis flos-cuculi* (+.2), *Phleum pratense* (+.2), *Poa trivialis* (+.2), *Ranunculus acris* (1.2), *Rumex acetosa* (+.1), *Rumex crispus* (+.1), *Taraxacum officinale* (+.1), *Trifolium pratense* (+.1).

Remarque :

Pour des substrats offrant des niveaux d'acidité voisins (milieu plutôt acidocline), le relevé-type 2 apparaît, par le biais de la bioindication, mais aussi de façon évidente par ses caractéristiques stationnelles, comme nettement plus hygrophile que le relevé 1, avec des traits marqués de bas-marais acide; ce qui se traduit par la présence d'un nombre significatif d'espèces du *Caricion curto-nigrae*, du *Juncion acutiflori* et du *Calthion*.

Discussion et conclusions

Huit types de milieux distincts, des sables secs aux argiles humides neutres à faiblement basiques en passant par les limons argileux acides ou à charge calcaire, ont donné naissance à autant de types d'herbages très tranchés au point de vue de leur composition floristique et ce, spontanément, par le jeu combiné de la pluie de graines (dissémination naturelle), du stock grainier du sol, de la sélection des espèces de la flore régionale les mieux adaptées au milieu et de la compétition interspécifique.

En dehors de l'aménagement du relief et du sol de l'autoroute, du choix de son tracé qui conditionne le climat régional et le substrat lithologique, l'intervention humaine s'est limitée au semis d'engazonnement initial à l'aide d'un très petit nombre de graminées communes et à l'entretien des herbages mis en place, c'est-à-dire la fauche avec ou sans exportation du foin.

L'examen de la composition floristique des relevés pris comme exemples montre que si une partie ou la totalité des espèces introduites au départ par la voie du semis ont subsisté, elles sont totalement perdues parmi un nombre étonnamment élevé d'espèces sauvages spontanées. En effet, la richesse (ou densité) spécifique pour une surface standard de 4m² s'échelonne, pour les 16 relevés produits ci-dessus, entre 11 et 26 espèces et entre 20 et 48 pour des surfaces plus étendues, alors que la totalité des quelque 200 relevés réalisés sur les 280 km échantillonnés du réseau autoroutier wallon ont livré un peu plus de 300 espèces de plantes vasculaires, représentant 30% de la flore de la Région wallonne (TANGHE, 2001).

De surcroît, suivant l'échelle de rareté à 11 degrés (de 0 à 10) de STIEPERAERE & FRANSEN (1982), 37% de ces espèces relèvent des catégories 4 à 0, c'est-à-dire assez rares à très rares (TANGHE, *op. cit.*).

Les groupements végétaux des bords d'autoroute herbagers, anthropogènes au départ, ont donc acquis à la longue un caractère semi-naturel et peuvent même être identifiés dans une certaine mesure aux unités dûment décrites et classifiées dans le système phytosociologique européen qui constitue d'ailleurs la référence du projet Natura 2000.

L'intérêt pour la conservation de la nature acquis par la végétation herbacée accompagnant les autoroutes tient à deux de leurs caractéristiques :

1°) par leur situation marginale, autant que par leur statut d'espace public et leur fonction de zone de sécurité, ces herbages sont soustraits au système de production agricole intensive et aux pratiques inhérentes à celle-ci comme la fertilisation et l'application d'herbicides;

2°) en dehors de tout objectif de production et plutôt pour des raisons de sécurité, propreté et d'esthétique paysagère, ils sont régulièrement fauchés.

En France, nombre d'expériences et de réalisations existent en matière de végétalisation artificielle des talus et terre-pleins autoroutiers à l'aide de plantes indigènes adaptées aux conditions du milieu.

Mais il s'agit alors le plus souvent de milieux difficiles et arides comme les talus crayeux et calcaires de la Champagne et de la Bourgogne (TRIESCH, 1999) ou les affleurements calcaires de la Provence (COUMOUL & MINEAU, 2002), largement dépourvus de terre fine et d'humus, et aux contraintes pédologiques desquels s'ajoutent celles du climat, surtout pour le midi de la France.

En Région wallonne par contre, une seule tentative de renaturation active et artificielle est connue. Elle concernait l'autoroute E9, aujourd'hui E42 (= A27), Verviers - Saint-Vith (-Prüm) et avait consisté à substituer aux mélanges classiques de semences, des semis composés d'espèces sauvages caractéristiques des milieux ardennais traversés par la voirie et récoltés dans la nature.

D'après les informations dont nous disposons, le résultat ne fut pas des plus concluants, ce qui est d'autant plus regrettable que le coût de l'opération ne fut pas nul !

En fait, nos observations sur les espaces verts herbacés d'une portion significative du réseau autoroutier wallon ont montré à suffisance que ce genre de végétalisation artificielle, en quelque sorte « à la carte », est tout à fait inutile et intempestif lorsque le climat ne présente pas de déficit hydrique et que le substrat à végétaliser contient une proportion suffisante de matériaux à granulométrie fine. Cette situation est celle de la Wallonie; néanmoins, dans une bonne partie de son réseau autoroutier, il fut – et est toujours en cas d'extension – indispensable d'ensemencer les talus, lorsqu'ils sont composés de terres meubles sujettes à l'érosion. Il faut donc les stabiliser... et prendre en compte les contraintes de l'esthétique paysagère. Mais alors, le semis sera composé d'espèces qu'on peut qualifier de **neutres**, parce que communes, adaptées à un large spectre de conditions stationnelles et ayant depuis longtemps perdu toute particularité génétique en raison de leur utilisation agricole séculaire.

Si l'on procède de la sorte, la nature aura repris ses droits au bout d'une dizaine d'années comme le montrent les seize relevés repris dans cet article et reconstitué des groupements végétaux dignes d'intérêt, tant pour la conservation de la vie sauvage que pour les botanistes les plus exigeants !

Rem : les photos sont couplées deux à deux : vue d'ensemble – détail d'une plante plus ou moins rare faisant partie de l'association.

Bibliographie

- COUMOUL, H. & MINEAU, M. (2002). – *Jardins de l'autoroute. Histoire de graines, d'herbes et de rocailles*. Actes Sud, 187 p.
- DUVIGNEAUD, J. (2001). – Essai de réalisation d'un Synopsis des groupements végétaux de Wallonie (avec quelques références relatives aux régions voisines). *Adoxa*, h.s. n°1 : 23 p.
- GIREA (1997). – *Bases écologiques de la gestion des espaces verts herbacés le long des autoroutes de la Région wallonne. Convention d'études J. BAUVIN*. Ministère wallon de l'Équipement et des Transports. Direction Générale des Autoroutes et des Routes. Rapport interne inédit, 73p.
- GIREA (1999). – *Etude relative aux aspects technico-économiques de la gestion des espaces verts herbacés. Application au modèle de l'autoroute E411*. Ministère wallon de l'Équipement et des Transports. Direction Générale des Autoroutes et des Routes. Rapport interne inédit, 62 p. + 4.
- GIREA (2001a). – *Bases écologiques de la gestion technico-économique des espaces verts herbacés et boisés le long des autoroutes de la Région wallonne. Autoroute E25 entre les échangeurs 42 (Angleur) et 52 (Mabompré)*. Groupe de travail J. BAUVIN. Ministère wallon de l'Équipement et des Transports. Direction Générale des Autoroutes et des Routes. Rapport interne inédit, 87 p. + 72.
- GIREA (2002a). – *Bases écologiques de la gestion technico-économique des espaces verts herbacés et boisés le long des autoroutes de la Région wallonne. Autoroute E42 entre les cumulées 000 et 69,350. Rapport final*. Ministère wallon de l'Équipement et des Transports. Direction Générale des Autoroutes et des Routes. Rapport interne inédit, 124 p.
- GIREA (2002b). – *Bases écologiques de la gestion technico-économique des espaces verts herbacés et boisés le long des autoroutes de la Région wallonne. Autoroute E19 entre les cumulées 41,000 et 78,000. Rapport final*. Ministère wallon de l'Équipement et des Transports. Direction Générale des Autoroutes et des Routes. Rapport interne inédit, 122 p.
- GODEFROID, S. & TANGHE, M. (2000). – Premier aperçu phytosociologique des bords de route de la Wallonie (Belgique). Données de la Phytosociologie sigmatiste. *Baillieu 1997. – Colloques Phytosociologiques 27* : 301-313.
- STIEPERAERE, H. & FRANSEN, K. (1982). – Standaardlijst van de Belgische vaatplanten met aanduiding van hun zeldzaamheid en socio-oecologische groep. (Liste standard des plantes vasculaires de Belgique avec indication de leur rareté et de leur appartenance socioécologique) – *Dumortiera 22* : 1-41.
- TANGHE, M. (1986). – Approche floristique et phytoécologique des espaces verts autoroutiers de la Moyenne Belgique (Brabant Hainaut). – *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* **119** : 22-34.
- TANGHE, M. (1993). – Les routes et leurs abords : une chance pour la nature ? *Les Cahiers du MET. Collection actualités 3* : 1-11.
- TANGHE, M. (2001). – Intérêt écologique et gestion des dépendances vertes autoroutières en Région wallonne. *Adoxa, Colloque d'hommage à Jacques Duvigneaud* : 73-85.
- TRIESCH, S. (1999). – *Evolution des enherbements artificiels pratiqués sur les talus autoroutiers calcaires. Analyse de l'expérience d'un maître d'œuvre*. Ecole nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts. Département Forêt, 47p. + 24 et 1 tableau h.t.

*

* *

Quelle politique pour la réintroduction des espèces végétales sauvages au Centre Régional de Phytosociologie / Conservatoire Botanique National de Bailleul ?

Communication de F. HENDOUX¹, présentée par Benoît TOUSSAINT¹

Résumé

Le Conservatoire Botanique National de Bailleul (CBNBL) fait partie d'un réseau d'établissements agréés par le Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (MEDD) pour la conservation des espèces végétales sauvages en France. Il est agréé pour les régions Haute-Normandie, Picardie et Nord/Pas-de-Calais et à ce titre, soutenu par les collectivités locales (Conseils régionaux et départements du Nord et du Pas-de-Calais en particulier). Parmi les moyens employés pour la sauvegarde du patrimoine végétal sauvage, les opérations de renforcement de population, de réintroduction voire d'introduction peuvent apparaître comme des outils clefs de la raison d'être de ces établissements.

Au travers de l'expérience acquise en matière de gestion et de suivi des populations végétales sauvages d'espèces menacées et dans le cadre d'intervention qui lui est fixé (territoire de compétence, cahier des charges lié à l'agrément, réglementation existante...), le CBNBL s'est défini une démarche qui tient compte des différents facteurs à prendre en compte, qu'ils soient de nature scientifique et biologique ou socio-économique. Il convient en effet, dans l'optique de la préservation de populations viables et autonomes d'espèces menacées, d'intervenir *ad minima* sur celles-ci en privilégiant des interventions indirectes, en particulier la restauration et la gestion de l'habitat de ces espèces. Lorsque ces méthodes de gestion des habitats ont montré leurs limites, un certain nombre de précautions sont encore nécessaires en terme de choix du matériel de culture et d'implantation dans la nature : type d'organe, provenance, mode de multiplication... sont autant de questions à résoudre, qui font appel à des compétences variées.

¹ CBNB; Hameau de Haendries, F-59270 Bailleul, France

Quels objectifs pour la conservation des plantes sauvages ?

L'objectif d'une intervention sur une population d'espèce végétale sauvage menacée paraît clair : éviter l'extinction définitive d'une espèce (voir notamment LECOMTE & al., 1990, UICN, 1998...). C'est à dire, à long terme, de faire en sorte que sa reproduction puisse se dérouler de manière spontanée. Sur le terrain, cela suppose d'assurer les conditions de reproduction (autonome) de l'espèce sur la (les) station(s) ou le(s) site(s) déterminé(s) et l'établissement de sa descendance, ceci avec le minimum d'intervention possible. La gestion de l'habitat revêt dès lors un caractère privilégié dans la stratégie de conservation, par rapport aux méthodes plus directes d'intervention sur la population de l'espèce elle-même. De même les méthodes les plus extensives possibles pour l'entretien de cet habitat seront privilégiée (éviter le « jardinage »).

Néanmoins, une espèce correspond à des groupes d'êtres vivants potentiellement en évolution. L'objectif de la conservation sur le plus long terme doit donc être, autant que possible, de préserver aussi la capacité évolutive de cette espèce au sein de son environnement. Cela nécessite, outre le fait de maintenir les écosystèmes appropriés, d'une part de maintenir une diversité génétique suffisante (rarement mesurée effectivement) et d'autre part de maintenir un réseau fonctionnel de populations. A moyen ou long terme, c'est de garantir une aire minimum vitale pour l'espèce et la possibilité de coloniser spontanément de nouveaux sites favorables pour le moment inoccupés.

Le Cadre d'intervention du Conservatoire Botanique National de Bailleul

Le cadre géographique

Le Conservatoire Botanique National de Bailleul est agréé pour les trois régions du nord-ouest de la France : Haute-Normandie, Picardie et Nord/Pas-de-Calais. Ce territoire permet une vision sur un territoire relativement large avec une certaine cohérence biogéographique (même si elle n'est pas parfaite) caractérisée entre autre par les plaines crétacées et un climat globalement de type atlantique.

Le cadre phytogéographique

Ce territoire, comme beaucoup de régions planitiales d'Europe, présente peu d'endémisme (*Viola hispida*, *Biscutella neustriaca* et *Senecio helenitis* subsp. *candidus* plus un taxon critique : *Fumaria caroliana*). On y trouve en fait essentiellement des espèces à large aire de répartition, donc une problématique d'extinction avant tout régionale. Beaucoup d'espèces menacées dans ces régions ne le sont pas sur la totalité de leur aire de répartition : *Hypericum elodes*, *Eleocharis multicaulis*, *Scirpus cespitosus* subsp. *germanicus*, qui ne présentent qu'une ou deux stations sur l'ensemble du territoire d'agrément, sont répandues ailleurs. Les espèces menacées de nos régions sont souvent des espèces en limite d'aire ou à aire fragmentée (voir notamment BOULLET & COLL., 1999), en relation par exemple avec le morcellement géologique des terrains qui leur sont favorables : les espèces

acidiphiles occupent les îlots des buttes tertiaires témoins sur le plateau crayeux d'Artois Picardie). Si ces plantes ne sont pas menacées de disparition sur l'ensemble de leur aire, en revanche, leur conservation se justifie d'une part du fait de la possibilité qu'elles puissent présenter des caractères génétiques ou écologiques originaux et d'autre part en raison du fait que leur disparition de ces territoires signifierait une réduction d'aire de l'espèce et donc une fragilisation accrue de ses populations.



Photo CRP/CBNBL

Hypericum elodes L.

Le cadre administratif

L'agrément des CBN et leur cahier des charges les habilite sur un territoire donné à manipuler les espèces végétales sauvages, y compris protégées dans un but de connaissance et de conservation. Le cahier des charges des CBN (versions de 1990/1996) précise les limites du renforcement, de la réintroduction et de l'introduction : « elle ne se justifie que dans le cas d'un taxon menacé dans l'ensemble de son aire de répartition ou d'un isolat susceptible de constituer une entité génétique originale ». Mais il importe de replacer ces préconisations par rapport, par exemple, à la convention sur la diversité biologique de Rio qui vise à conserver la biodiversité aux différentes échelles d'organisation du vivant, y compris à l'échelle de la population et non

pas seulement de l'espèce. On sait que plus l'aire d'une espèce est morcelée et se réduit, plus les risques d'extinction augmentent. Donc plus l'intervention se situe en amont et permet de maintenir une aire étendue, plus les chances de conservation sont fortes.

Dans le cadre du cahier des charges, une information voire une demande d'autorisation de renforcement, réintroduction ou introduction est systématiquement réalisée auprès de la Direction de la Nature et des Paysages. Une obligation de suivi de l'opération d'introduction ou de renforcement d'au minimum 5 ans est exigée.

Le cadre juridique

Pour les espèces protégées, un accord du MEDD (avec passage pour avis en Commission Nationale de Protection de la Nature) est indispensable quelque soit la nature de l'intervention. Il faut donc prendre en compte dans la programmation du projet un délai d'instruction de quelques mois. Lorsque le projet se déroule en toute ou partie sur un site protégé, en particulier sous le régime des réserves naturelles, une autorisation préalable, suite à l'avis du Comité consultatif de la réserve est aussi nécessaire.

Les freins à lever pour une réintroduction ou un renforcement

Pour préparer correctement un projet de renforcement, de réintroduction ou d'introduction, un certain nombre de questions doivent avoir été posées et les réponses adaptées identifiées. Ces « freins » à la mise en place du projet peuvent être classés en différentes catégories.

Les freins éthiques

Doit-on lutter systématiquement contre la régression d'une espèce, autrement dit, quelle est la causalité de son extinction ? Concrètement il est difficile de répondre à cette question de façon très précise mais l'analyse de la raréfaction sur plusieurs décennies permet de dégager les tendances pour un territoire suffisamment vaste et d'en esquisser les causes par comparaison avec les grandes évolutions géographiques, économiques, sociales et climatiques que ce territoire a connu. On a ainsi pu montrer la corrélation entre les différents types d'occupation du sol et des activités humaines avec la disparition des espèces végétales dans le Nord/Pas-de-Calais, la Picardie (Boullet & coll., 1999), le département de la Somme (SALIOU & COLL., 2001) ou la Haute-Normandie (HOUSSET & COLL. 2001). On peut ainsi en déduire que les activités humaines sont responsables de la majeure partie des régressions et disparitions constatées ces deux derniers siècles dans le nord de la France (une espèce disparue en moyenne tous les deux ans depuis 200 ans environ). Les causes de disparition sont cependant souvent multiples, même pour une population donnée.

D'un autre côté, il faut se garder de trop de « conservationnisme ». On a souvent tendance à considérer la présence d'une espèce à un endroit donné comme immuable. Les populations végétales sont composées d'organismes vivants qui naissent, se disséminent et meurent. Il faut donc considérer la station d'une espèce et sa population par rapport à son aire d'occurrence globale et à son aire potentielle : y a-t-il d'autres stations ou des sites plus favorables que l'actuel ? L'espèce peut-elle s'y implanter, spontanément ou pas ? Ce sont des questions importantes pour assurer la pérennité à long terme d'une espèce et de ses populations et pour relativiser l'importance d'une station dans la stratégie de conservation d'une espèce. C'est particulièrement vrai pour les espèces pionnières, dont le vagabondage est l'un des « traits de vie » fondamentaux.

Il paraît aussi important de renoncer à la réintroduction si un doute subsiste sur l'indigénat d'une population ou sur les conséquences possibles de son introduction. *Nymphoides peltata*, connu de longue date dans les Hortillonnages amiénois a été observé en 1991 après plusieurs années d'éclipse (obs. initiale : L. GAVORY). Une récolte de semences et sa culture a pu être réalisée par sécurité tandis que la population s'éteignait progressivement pour disparaître à nouveau. Depuis, la plante est maintenue en culture au Conservatoire Botanique National sans objectif de réintroduction à moyen terme. En effet il s'agit d'une espèce fréquemment vendue en jardinerie et il n'est pas impossible que la station des Hortillonnages ait été introduite (volontairement ou non) par un des nombreux riverains de l'étang, comme l'a été depuis la Jussie à grandes fleurs (*Ludwigia grandiflora*).

Les freins techniques

Les principaux handicaps à maîtriser sont ceux de la multiplication, de la culture puis de l'acclimatation. A l'inverse des espèces cultivées, les plantes sauvages présentent souvent des conditions d'élevage plus délicates, leur physiologie et leurs besoins sont évidemment beaucoup moins bien connus. Une des principales difficultés réside dans l'hétérogénéité des réponses aux conditions environnementales et culturelles des individus, qui par essence, ne sont pas sélectionnés comme le sont les cultivars. Or, préserver cette diversité de réponses est fondamentale pour la capacité évolutive potentielle de la population réintroduite.

Les freins écologiques

Il s'agit de s'assurer que l'habitat existe encore. Cette question peut paraître évidente mais il ne s'agit pas seulement de détecter et de localiser un milieu de vie qui semble correspondre à l'écologie de la plante. Encore faut-il que l'écosystème soit fonctionnel, en particulier que les mécanismes régulateurs ou générateurs principaux qui permettent la réalisation des conditions de vie requises par la plante soient encore actifs. Ainsi, un étang de l'Avesnois dont la régulation du régime des eaux entraîne l'annulation des effets de battement de nappe n'offre plus un milieu de vie adéquat pour l'*Elatine hexandra* même si le substrat et la qualité des eaux n'ont pas changés.

Les freins économiques

Avant de se lancer dans une opération de réintroduction, a-t-on les moyens d'assurer dans de bonnes conditions l'implantation puis la gestion de l'habitat si elle est nécessaire (ce qui est presque toujours le cas). A-t-on les moyens d'assurer le suivi pendant plusieurs années ainsi que l'adaptation du programme en cas de besoin. En effet, la première implantation d'une population n'est pas toujours la bonne et peut ne pas se révéler suffisante. Des renforcements peuvent apparaître nécessaires en cours de programme. Il faut donc avoir prévu ces implantations supplémentaires éventuelles.

Les freins sociologiques

On connaît bien les cas d'échec ou tout au moins les difficultés de mise en œuvre de certains programmes de réintroduction ayant trait à des espèces animales : Ours brun des Pyrénées, Lynx des Vosges etc. Lorsqu'il s'agit par exemple d'une plante toxique réputée (Ciguë vireuse...), des craintes pourraient apparaître chez des riverains. Si ces réactions hostiles sont moins probables dans le cas de la flore en général, il peut y avoir d'autres réactions tout aussi compromettantes pour la réussite du projet. L'espèce peut être sujette à des collectes, des cueillettes ou des prélèvements de plantes entières (orchidées, plantes à fleurs spectaculaires...). Une certaine discrétion peut donc être à prévoir et la protection du site vis à vis de la fréquentation peut-être nécessaire. Lorsque la station se situe à proximité d'habitats humains, il faut s'assurer que le site ne soit pas utilisé comme terrain de jeu.

Le frein foncier

Il s'agit ici d'un point fondamental pour l'avenir du projet à long terme. La pérennité de l'espace choisi et sa vocation écologique doivent absolument être garanties sur le long terme par une protection foncière forte et l'absence de projet d'aménagement à moyen terme. Ce frein est souvent le plus complexe à lever et est souvent la cause d'un blocage majeur. Ainsi, la dernière station d'*Antennaria dioica* du nord-ouest de la France, située en Picardie sur la commune de Dravegny dans une pelouse en voie d'eutrophisation ne bénéficie aujourd'hui d'aucune mesure de conservation, aucune solution de compromis avec l'agriculteur n'ayant pu être trouvée sur cette parcelle privée. Un renforcement de la population sur le site même est pour l'instant exclu dans la mesure où la pérennité de la population ne serait pas assurée, même à court terme.

La démarche mise en œuvre au Conservatoire Botanique National de Bailleul

Pour ces différentes raisons, le Conservatoire Botanique National de Bailleul s'est défini une démarche. Le projet d'intervention sur une population d'un taxon émerge d'abord d'une échelle de priorité : pas d'intervention si l'espèce n'est pas parmi les plus menacées et si d'autres types d'intervention sont possibles. Ainsi, un examen de la situation des populations d'*Eryngium maritimum* du département du Nord a été conduit avec l'intention éventuelle de procéder à des réintroductions ou des renforcements de populations sur les massifs dunaires dont le Conseil Général assure la gestion. L'examen précis des populations a montré que paradoxalement, les plus importantes populations du département se situaient en dehors des sites protégés et qui plus est parfois dans des zones à caractère très rudéral mais peu fréquentés (dignes, friches industrielles...). Il est apparu que le principal facteur limitant l'extension d'*Eryngium* dans les espaces protégés est lié au piétinement important des dunes lors de la fréquentation touristique estivale, période où les semis sont très sensibles au déchaussement. Il est dans ce cas inutile d'intervenir pour renforcer les populations mais il a été proposé de profiter des travaux de fascinage pour protéger les sites où se trouvent les reproducteurs de façon à permettre l'installation de semis plus nombreux (HENDOUX, F., 1997).



Photo CRP/CBNBL

Eryngium maritimum L.

Une fois la priorité établie, un plan de conservation est défini. C'est un document d'orientation qui comporte le bilan et l'analyse de la situation de l'espèce dans la région concernée et des propositions concrètes hiérarchisées en terme d'échéancier et d'importance. Avant toute intervention, il importe de s'assurer d'une mise à jour de l'état des stations. Lorsque nous avons commencé à réaliser le plan de conservation de *Tulipa sylvestris* en Picardie, une ou deux stations étaient connues en vignoble, dans l'Aisne, les 3 autres étant situées dans des parcs (plante castrale). Après deux années de prospections systématiques dans les vignobles de la vallée de la marne aux environs de Château Thierry, plus de vingt stations ont été découvertes dans un rayon de quelques kilomètres ! La conservation de la Tulipe en Picardie ne se posait plus dès lors dans les mêmes termes.

On trouvera dans le plan de conservation une synthèse sur la taxonomie, l'écologie, la génétique de l'espèce et sa biologie (notamment le système de reproduction), le statut de la plante dans la région et les régions/pays voisins, les techniques culturales et de conservation ex situ adaptées. Une étude des possibilités d'intervention et du partenariat possible est indispensable. Le plan de conservation s'appuie sur ces données pour définir la stratégie d'intervention : quel objectif en terme de répartition et de nombre des stations, d'importance des effectifs, quelles méthodes adopter : gestion des milieux, renforcement de stations, réintroductions ou introductions. Avec quel matériel d'origine ?

Cette revue faite, il est indispensable de tester les conditions du milieu sur le (les) site(s) choisi(s). En effet, une restauration écologique appropriée peut suffire pour permettre le retour spontané de l'espèce. *Hypericum elodes*, *Rhynchospora alba* et *fusca* sont ainsi réapparus deux ans après les travaux de restauration menés par le Conservatoire des Sites Naturels du Nord et du Pas-de-Calais sur les mares et gouilles de l'unique site connu d'où ils n'avaient pas été observés depuis respectivement 3, 10 et 15 ans ! La gestion pratiquée peut de même permettre un accroissement spontané des effectifs. L'unique station de *Fritillaria meleagris* du Nord/Pas-de-Calais fait l'objet d'une gestion différenciée sur la parcelle communale depuis 1993, les autres parcelles, privées, étant gérées intensivement (engrais, fauches répétées et plus précoces). Sur la parcelle communale, la population est passée spontanément de 9 pieds en 1993 à 112 pieds en 2003 (fig. 1). Un renforcement aurait été inutile d'autant que la culture de cette espèce est longue à partir de semis. Des expérimentations préalables in situ sont donc indispensables avant tout apport d'individus nouveaux. Il est notamment nécessaire de tenir compte des banques de semences potentielles contenues dans le sol. Nous venons ainsi de retrouver des semences viables de *Trifolium filiforme* dans des carottes de sol du plateau d'Helfaut, où il n'avait plus été observé depuis 1977 (VALENTIN & COLL., 2003).



Photo CRP/CBNBL

Fritillaria meleagris L.

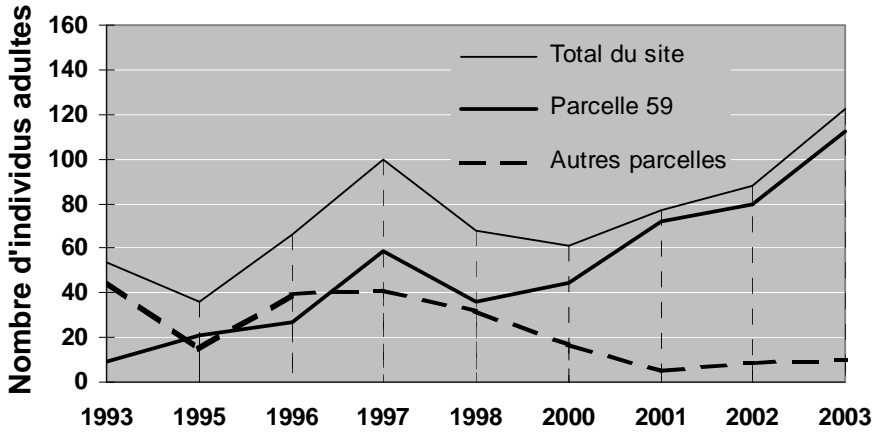


Fig. 1 – Evolution des effectifs de *Fritillaria meleagris* entre la parcelle 59 (pas d'intrants, une fauche annuelle après maturation des semences de *Fritillaria*) et les autres parcelles d'une même population (apports d'intrants, deux fauches annuelles) sur un site (Nord).

Une fois ces expérimentations réalisées et si les suivis effectués démontrent la nécessité d'une intervention, il faut alors préparer le programme d'implantation. Cela nécessite de disposer du matériel végétal : des semences, des plants. Compte tenu de l'objectif de reproduction et de multiplication spontanée de la population à terme, il importe de choisir le matériel végétal et les techniques les plus adaptés en tenant compte des facteurs limitant vis à vis du milieu d'introduction. Les semences se disséminent mais se dispersent et requièrent des conditions spécifiques de germination. Les plants sont plus faciles à localiser et à suivre mais ils sont sensibles à la dessiccation dans les premières semaines : le milieu s'y prête-t-il, cela requiert-t-il un arrosage, est-t-il réalisable ? Des tests sont donc indispensables *ex situ* et *in situ* avant de lancer le programme « grandeur nature ».

Conclusion

Un programme d'intervention sur une population d'espèce végétale requiert de la préparation et du temps : temps de l'observation, de l'analyse, de la décision, de l'action, de l'évaluation. Pour ces raisons, un programme de ce type ne peut pas raisonnablement se concevoir en moins de trois à cinq années. Agréé en 1991, le CRP/CBNBL a commencé à travailler réellement sur cette problématique à partir de 1994. Les moyens financiers nécessaires sont très variables d'une opération à l'autre et selon le taxon concerné. Ainsi, la maîtrise des conditions de multiplication peut nécessiter l'appel à des technologies de pointes, comme le microbouturage ou le semis aseptique *in vitro* pour les semences fines (Orchidacées, Orobanchacées...). Des partenariats peuvent permettre d'économiser des investissements spécifiques et multiplient les compétences. C'est particulièrement vrai dans les domaines de la génétique et la dynamique des populations, où nous travaillons avec les universités régionales (semis aseptiques *in vitro*...). Actuellement, sept projets sont en cours pour implanter des individus *in situ* : il s'agit de *Dianthus carthusianorum*, *Crambe maritima*, *Orobanche picridis*, *Cicuta virosa*, *Galium debile*, *Viola hispida* et *Biscutella neustriaca*. Ces opérations prévoient toutes des renforcements de populations ou des déplacements liés à des causes de destruction (aménagement d'infrastructures). Aucune opération d'introduction n'est prévue.

Des compétences et métiers variés sont nécessaires, même si tous ne sont pas indispensables pour chaque projet : botanique et phytosociologie, biologie et génétique, physiologie des semences, horticulture spécialisée, connaissance du contexte réglementaire et administratif, maîtrise du paysage partenarial, en particulier pour la gestion des sites sont quelques unes des compétences requises à un moment ou à un autre. Ces projets sont donc par nature pluridisciplinaires et doivent être bâtis sur une complémentarité d'acteurs. Trop souvent, on constate des essais de transplantations ou d'introduction de plantes réalisés sans les compétences et le recul nécessaire. On ne peut donc que recommander la plus grande attention en la matière et déconseiller toute entreprise individuelle ou réalisée dans l'urgence.

Bibliographie

- Anonyme, 1990 (version du 15 mars) – Cahier des charges pour les Conservatoires Botaniques Nationaux. Secrétariat d'Etat auprès du premier ministre chargé de l'Environnement et de la prévention des risques technologiques et naturels majeurs. Direction de la Nature et des Paysages. Service Chasse Faune Flore. 25 p. Paris
- Anonyme, 1996 (version du 12 juin) - Cahier des charges générales pour les Conservatoires Botaniques Nationaux. Ministère de l'environnement. Direction de la Nature et des Paysages. Sous-Direction de la Chasse, de la faune et de la flore sauvages. 25p. Paris
- BARRE, V., BIGAN, M., GIRAL, J., 2000 – Devenir des populations animales et végétales introduites ou réintroduites : déclin ou prolifération ? De la connaissance scientifique à la gestion. Compte-rendu du colloque de Niederbronn-les-Bains (Bas-Rhin) 6-8 mai 1999. Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie). Suppl. n°7. 146p. Paris
- BOULLET, V., DESSE, A., HENDOUX, F. & TREPS, V. 1999 – Bilan comparé de la flore vasculaire des régions Nord/Pas-de-Calais et Picardie. In Actes du « Colloque sur les plantes menacées de France D.O.M. – T.O.M. inclus) – Brest. Octobre 1997 ». Bull. Soc. Bot. Du Centre-Ouest. N.S. 19 : 61-108.
- BOURNERIAS, M. & OLIVIER, L. – 1989 – Déontologie et méthodologie applicables aux renforcements, réintroductions et introductions de la flore dans le milieu naturel. In « Plantes sauvages menacées de France. Bilan et Protection » Actes du colloque de Brest, 8-10 octobre 1987. pp : 379-385. Edt. Chauvet. Cachan.
- HENDOUX, F., 1997 – Plan de restauration des populations de Panicaut des dunes (*Eryngium maritimum* L.) dans le département du Nord. Centre Régional de Phytosociologie/ Conservatoire Botanique National de Bailleul. Pour le Conseil Général du Nord. 43 p. + annexes. Bailleul.
- HOUSSET, P. DESSE, A., TOUSSAINT, B. & HENDOUX, F., 2002 – Bilan statistique de la flore vasculaire (Ptéridophytes et Spermatophytes) de Haute-Normandie. Centre Régional de Phytosociologie/Conservatoire Botanique National de Bailleul. Pour la Diren Haute-Normandie. 41p. + annexes. Bailleul.
- LECOMTE, J., BIGAN, M. & BARRE, V., 1990 – Réintroductions et renforcements de populations animales en France. Compte rendu du colloque de Saint Jean du Gard. 6-8 décembre. Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie). Suppl. n°5. 350 p. Paris.
- SALIOU, P., DESSE, A., TOUSSAINT, B. & HENDOUX, F. 2001 – Bilan de la Flore vasculaire du département de la Somme. Centre Régional de Phytosociologie/Conservatoire Botanique National de Bailleul. Pour le Conseil Général de la Somme. 59p. + annexes. Bailleul.
- SARRAZIN, F., 2000 – Démographie des réintroductions. In « Devenir des populations animales et végétales introduites ou réintroduites : déclin ou prolifération ? De la connaissance scientifique à la gestion. Compte-rendu du colloque de Niederbronn-les-Bains (Bas-Rhin) 6-8 mai 1999. Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie). Suppl. n°7. Paris
- VALENTIN, B., THERESE, F., TOUSSAINT, B., DELACHAPPELLE, H., MERCIER, D., THOUROUDE, T. 2003 – Etude des potentialités de restauration d'habitats remarquables sur le site des landes de Blendecques – Racquinghem. Centre Régional de Phytosociologie/ Conservatoire Botanique National de Bailleul. Pour la Diren Nord/Pas-de-Calais & Eden 62. 76 p. + annexes. Bailleul.
- U.I.C.N., 1998 – Lignes directrices de l'UICN relatives aux réintroductions. 10 p. (français) + 20p. (anglais). Gland – Cambridge.

*

* *

Une banque de graines de plantes sauvages: un outil à la disposition d'une stratégie de conservation intégrée

Thierry VANDERBORGHT*

1. Introduction

Les populations naturelles de nombreuses espèces végétales sauvages ne cessent de décroître. Des études récentes montrent que quelque 20% des espèces végétales réparties sur la terre ont été perdues au cours des dernières années et que, si rien ne change, 50% des espèces sont menacées de disparition d'ici 2100. La régression spectaculaire de la biodiversité végétale résulte avant tout de la détérioration ou de la disparition des habitats naturels sous l'effet de la pression des activités humaines (agriculture, sylviculture, élevage, industrie, urbanisation, ...). La pression touristique et l'accès plus ou moins libéralisé à la nature ont également un impact sur les habitats. La surexploitation pour la consommation, la commercialisation ou la constitution de collections ainsi que la concurrence des espèces invasives accélèrent la raréfaction des espèces végétales menacées.

2. Stratégies de conservation

Le meilleur remède pour freiner, voire empêcher, l'extinction des espèces végétales est la protection des écosystèmes qui les abritent. Une telle stratégie ne préserve pas exclusivement les espèces ciblées (conservation *in situ*) mais l'ensemble de la communauté végétale dans laquelle vivent également des espèces dont on ne soupçonne pas le degré de précarité. En fait, ce sont tous les composants de la biodiversité ainsi que les interactions qui existent entre ses éléments qui sont ainsi préservés. De plus, les populations végétales sont adaptées à leur environnement et gardent tout leur potentiel d'évolution.

En Wallonie, ce sont à peu près 218.000 hectares qui seront sauvegardés et valorisés dans le cadre du programme européen "NATURA 2000". Trois espèces de plantes supérieures citées dans la Directive Habitats 92/43/CEE sont présentes en Wallonie: *Bromus grossus* (Poaceae), *Luronium natans* (Alismataceae), *Liparis loeselii* (Orchidaceae).

La **conservation *in situ*** d'espèces végétales obtenue par la préservation des habitats est donc la méthode idéale. Elle semble être la plus simple, la plus efficace et tous les efforts doivent être faits pour la concrétiser. Mais est-elle réaliste? Est-elle suffisante?

* Jardin botanique national de Belgique, B-1860 Meise

Dans un nombre croissant de situations, les populations de certaines espèces végétales sont à ce point réduites que leur viabilité à long terme est incertaine. La gestion de l'habitat sans porter une attention particulière à ces espèces en danger n'est pas par ailleurs souhaitable. D'autres outils sont alors nécessaires pour préserver ou augmenter la variabilité génétique des espèces en danger afin de garantir leur survie. Dans ces cas, la conservation *ex situ* peut être très utile, voire la seule façon efficace de sauver l'espèce.

Dans le cas d'espèces végétales, la **conservation *ex situ*** est le maintien de plantes ou de parties de plante (graines, pollen, propagules, ...) en dehors de leur habitat d'origine. Le matériel conservé dans les collections des jardins botaniques ou d'autres institutions constitue une assurance contre une extinction possible par disparition des populations sauvages. Il est une source de matériel pour les programmes de réintroduction dans les habitats dégradés et pour renforcer des populations trop petites menacées d'extinction. Il peut également servir à des programmes d'introduction dans de nouveaux sites. La conservation *ex situ* peut fournir du matériel de recherche pour une meilleure compréhension et une conduite appropriée de la conservation *in situ* et *ex situ*. Du matériel conservé *ex situ* peut être utilisé à des fins d'éducation dans le domaine de la conservation de la biodiversité. La conservation *ex situ* peut fournir du matériel pour la sélection de matériel végétal à des fins commerciales. Cette mise à disposition de matériel permet aussi de réduire les prélèvements dans la nature.

La conservation *ex situ* présente cependant des inconvénients majeurs. Dans beaucoup de cas, seule une petite partie de la variabilité génétique de l'espèce est récoltée et conservée. La culture de plantes, particulièrement chez les annuelles, dans des conditions artificielles entraîne une dérive génétique de l'espèce. Alors que les populations de plantes sauvages continuent à s'adapter aux modifications des caractéristiques du milieu, les graines stockées voient leur potentiel évolutif bloqué. La survie de la conservation *ex situ* est également très souvent tributaire de la volonté ou de la possibilité d'un individu ou d'une institution.

La conservation *ex situ* doit être envisagée comme un outil pour atteindre un objectif: celui d'assurer la survie des espèces dans la nature, et non comme un objectif en lui-même. Trop souvent encore, la conservation *in situ* et la conservation *ex situ* sont perçues comme des approches alternatives. Pour preuve, elles sont très souvent réalisées par des institutions différentes. La conservation *in situ* implique généralement les réserves naturelles privées ou publiques tandis que la conservation *ex situ* est la tâche traditionnelle des jardins et conservatoires botaniques. Les deux méthodes sont complémentaires et font partie intégrante d'une stratégie de conservation intégrée.

3. Banque de graines

Le stockage de graines est la stratégie de conservation *ex situ* la plus utilisée. Comparée à la conservation de plantes vivantes, surtout pour les espèces annuelles et pérennes à cycle court, elle présente des avantages certains. Cette méthode permet en effet le stockage pendant de nombreuses années d'un très grand nombre de graines exigeant peu de place et relativement moins de travail.

Le stockage des graines est néanmoins une conservation statique de la diversité génétique. En effet, l'évolution de la population est arrêtée. Dans le cas par exemple d'un programme de réintroduction ou de renforcement d'une population à partir de graines conservées depuis de nombreuses années en banque, les caractéristiques du milieu ainsi que les populations de parasites ou d'organismes utiles auront changé. La population en place aura répondu à ce changement en se transformant tandis que les échantillons de populations arrêtés dans leur ajustement au milieu sont rapidement dépassés. Ces collections *ex situ* ont parfois été décrites comme des "ghettos génétiques".

Les espèces végétales peuvent être classées en deux grands groupes sur base de la réaction de leurs graines à la déshydratation. Les espèces dites "orthodoxes" ont des graines dont la teneur en eau peut être abaissée à une valeur proche de 5% et qui peuvent être stockées à une basse température (-20°C) sans aucune perte de capacité de germination. La conservation *ex situ* de ces espèces sous forme de stockage de graines à long terme est donc possible. Par contre, les espèces dites "récalcitrantes" se caractérisent par des graines dont l'abaissement de la teneur en eau en deçà d'un seuil relativement élevé entraîne la mort. Leur conservation à long terme n'est pas aujourd'hui assurée. On estime à 20% des espèces végétales celles qui produisent des graines récalcitrantes; ce sont par exemple des espèces aquatiques et des espèces ligneuses.

Les recherches réalisées dans les banques de graines sur le stockage, la germination et le développement des semences fournissent des données de base nécessaires à la gestion de la conservation au niveau des espèces.

Le stockage de graines, la fourniture de matériel et les résultats de recherche sont une contribution significative de la banque de graines à une stratégie intégrée de la conservation de la biodiversité.

4. Rôle des Jardins botaniques

Les jardins botaniques sont des institutions qui rassemblent des collections de végétaux à des fins de recherche, de conservation et d'éducation.

Conscients de la perte sans cesse grandissante de la biodiversité, les jardins botaniques se sont de plus en plus orientés au cours des 20-30 dernières années vers l'étude et la conservation de la flore de la région ou du pays où ils sont situés. Ils remplacent les introductions d'origine inconnue par du matériel d'origine sauvage connue. Ils donnent la priorité à la maintenance de collections génétiques constituées de plantes rares ou en danger.

Le rôle traditionnel et largement accepté des jardins botaniques dans la conservation *ex situ* a été considérablement élargi. Beaucoup de jardins adoptent maintenant une approche intégrée de la conservation de la biodiversité, en liant leurs travaux sur la culture et la conservation des plantes ou de graines à un rôle accru de la conservation *in situ*. Cette nouvelle perception des interactions entre conservation *ex situ* et *in situ* se traduit par des travaux dans les domaines de la biologie de la conservation (biologie de reproduction, mécanismes de pollinisation, relations plantes - pollinisateurs, production et dissémination des graines), les études génétiques et moléculaires, la recherche taxonomique et la sensibilisation à l'environnement.

Dans le contexte mondial de la conservation de la biodiversité et de la sensibilisation à l'écologie, un grand nombre de jardins botaniques européens regroupés au sein de l'organisation "Botanic Gardens Conservation International" (BGCI) ont récemment adopté un "Plan d'action pour les jardins botaniques de l'Union Européenne". Les objectifs de ce Plan d'action concernent notamment le rôle des jardins botaniques dans la préservation des ressources végétales et l'environnement, la manière d'appréhender la législation, les conventions et les actes internationaux et nationaux relatifs à la flore et à l'environnement, l'établissement des responsabilités et des devoirs des jardins botaniques en matière de gestion et de conservation des ressources végétales, la définition d'une mission et d'un programme de travail communs.

La conservation *ex situ* reste certainement l'un des outils les plus importants que les jardins botaniques peuvent mettre en place pour contribuer à la conservation de la biodiversité. Les jardins botaniques possèdent l'infrastructure appropriée, la documentation et le personnel compétent en botanique et en horticulture.

5. Le Jardin botanique national de Belgique

Le Jardin botanique national de Belgique est une institution scientifique dont les missions sont d'accroître et diffuser les connaissances sur les végétaux ainsi que de contribuer à la conservation de la biodiversité.

Le Jardin botanique national de Belgique ne réalise pas à proprement parler de conservation *in situ* mais participe à des programmes de conservation d'espèces *in situ* et collabore à la gestion d'écosystèmes naturels et de zones protégées par la réalisation de travaux de recherche. Ces derniers ont notamment pour thèmes la floristique, la systématique, la dynamique des populations et la biologie de la conservation.

La réalisation de la mission de conservation de la biodiversité se traduit essentiellement par la conservation *ex situ*. Quelque 17.000 taxa ou 14.000 espèces végétales originaires du monde entier sont cultivées dans les collections vivantes.



Fig. 1. Banque de graines au Jardin botanique national de Belgique

Le Jardin dispose aussi d'une banque de graines pour assurer la conservation à long terme de graines d'espèces "orthodoxes". La banque de graines est équipée d'une chambre froide (50m²) dans laquelle la température et l'humidité relative de l'air sont maintenues respectivement à 15°C et 10% (fig. 1). Ces conditions permettent un stockage à court terme (10 ans). La conservation à long terme (jusqu'à 100 ans) est réalisée par un abaissement de la teneur en eau des graines à 5% et le stockage dans des congélateurs à -20°C.

Les graines manipulées dans la banque de graines peuvent être classées en trois groupes selon leur provenance: les graines récoltées dans les collection du Jardin, les graines de la collection d'espèces sauvages de *Phaseoleae - Phaseolinae* et les graines collectées de plantes sauvages de Belgique.

6. La banque de graines de plantes sauvages

6.1. Objectifs

La conservation *ex situ* ne se justifie que comme un des éléments d'une stratégie globale, intégrée de conservation qui, à terme, assure la survie des espèces dans la nature.

Dans cette optique, un programme scientifique relatif à la conservation *ex situ* des espèces sauvages de Belgique a été réalisé entre 1989 et 1997. L'objectif principal est la conservation, sous forme d'échantillons de graines stockées à -20°C, du patrimoine génétique national pour les plantes sauvages. Le programme a également pour objectifs :

- sauvegarder des populations menacées,
- actualiser les données de répartition,
- fournir du matériel pour la recherche en rapport avec la germination et la conservation des graines,
- disposer d'une réserve de matériel pour des programmes de réintroduction ou de renforcement d'espèces,
- fournir du matériel aux collections de plein air du Jardin,
- échanger avec d'autres jardins botaniques ou institutions scientifiques des graines récoltées sur des plantes cultivées à partir des graines d'origine.

La constitution de cette banque de graines est basée sur une prospection systématique des différents districts phytogéographiques de la Belgique et sur une sélection délibérée des espèces à récolter. Ces dernières sont essentiellement des espèces caractéristiques de la flore des différents districts avec une priorité pour les espèces rares ou menacées de disparition (fig. 2).



Fig. 2. *Gentiana pneumonanthe* L. (Gentianaceae), espèce des landes humides ou prairies tourbeuses, récoltée dans le district campinois et le sous-district de la Haute-Ardenne.

6.2. Résultats et commentaires

6.2.1. Districts phytogéographiques

Les districts phytogéographiques qui ont été prospectés sont le district maritime (1989,1991), le sous-district de la Haute-Ardenne (1990,1991), le district mosan (1992,1993) et le district campinois (1994, 1995, 1996). Le district brabançon n'a été l'objet que d'une prospection limitée et les districts flamand, lorrain et ardennais (à l'exclusion de la Haute-Ardenne) n'ont pas été parcourus.

6.2.2. *Expertise*

L'efficacité de prospection des districts phytogéographiques dépend largement de la connaissance du terrain dont on dispose. Cette expertise est essentiellement interne au Jardin pour les districts maritime et mosan et pour le sous-district de la Haute-Ardenne. La prospection du district campinois a été réalisée grâce à l'expertise de personnes extérieures. Par la connaissance approfondie de la flore et la pratique régulière du terrain, ces personnes ont apporté une aide précieuse lors de la sélection des sites et de l'établissement de la liste des espèces à récolter. Elles ont également facilité les contacts avec les responsables locaux, les propriétaires, ... Leur collaboration a également été effective sur le terrain en assurant un suivi régulier de la floraison et de la fructification des espèces, en nous guidant vers les sites et en nous aidant à récolter. Ce sont ainsi 15 personnes extérieures au Jardin qui ont collaboré au projet.

6.2.3. *Prospections*

De 1989 à 1997, 59 sorties sur le terrain ont été réalisées. Sept de celles-ci ont été plus particulièrement consacrées à la recherche des sites potentiels de récolte. 182 jours de travail ont été consacrés à la prospection sur le terrain et la récolte de graines, ce qui représente 1/3 jour par échantillon. Ces chiffres ne tiennent pas compte de la préparation au bureau et de la manipulation post-récolte des graines.

6.2.4. *Récolte*

Les excursions sur le terrain ont permis la récolte de 697 échantillons de matériel génératif ou végétatif appartenant à 482 taxons différents, soit à peu près un tiers de la flore belge (tableau 1). C'est dans le district mosan que le plus grand nombre de taxons (168) ont été récoltés, suivi par le district maritime (133), la Haute-Ardenne (124) et la Campine (91). Le nombre d'espèces récoltées dans le district brabançon est beaucoup plus limité (12).

La récolte des graines a toujours été réalisée avec le souci d'éviter toute diminution excessive de la capacité de reproduction des populations. Au maximum 5% des graines disponibles dans les populations ont été récoltées sauf si la population était menacée de disparition pour cause de destruction du site ou si l'espèce était une forme pérenne. Le nombre global de graines récoltées entre 1989 et 1997 peut être estimé à 1.300.000 graines.

Si les graines constituent l'essentiel des récoltes, des spores ou des sporocarpes ont été récoltés pour 15 fougères et lycopodes et du matériel végétatif (plantes, boutures, bulbilles) a été ramené pour 14 autres taxons.

Un herbier de référence, constitué de 744 spécimens, a été déposé à l'herbier du Jardin.

Une trentaine de réserves naturelles ont été visitées et 231 échantillons de graines, représentant 186 taxons, y ont été récoltés. Ce travail a été réalisé avec l'autorisation, et souvent en la compagnie, des gestionnaires de ces réserves.

Des dérogations ont également été obtenues auprès des Régions pour pouvoir récolter des graines d'espèces protégées par la loi : 22 espèces intégralement protégées (catégorie A), 29 espèces de la catégorie B et 6 espèces de la catégorie C. Ce sont ainsi 40% des espèces protégées qui ont été récoltées.

Tableau 1: Bilan de récolte 1989-1997 pour le district maritime (MAR), le sous-district de la Haute-Ardenne (ARD), les districts mosan (MOS), campinois (KEM) et brabançon (BRA)

	District					Total
	MAR	ARD	MOS	KEM	BRA	
Nombre de taxons	133	124	168	91	12	482
Nombre d'échantillons	148	170	248	119	12	697
Nombre de taxons avec plus d'un échantillon récolté	12	29	49	22	0	132
Nombre d'échantillons récoltés dans des réserves	49	66	71	45	0	231
Nombre de taxons protégés par la loi belge						
Annexe A	4	7	7	9	0	22
Annexe B	5	8	13	5	1	29
Annexe C	5	1	1	1	1	6
Nombre d'herbiers	161	215	243	115	10	744
Nombre de milliers de graines	380	340	270	230	70	1300

6.2.5. Commentaires sur la récolte

Afin de définir la représentativité de la diversité récoltée, des distributions de fréquences du nombre des taxons en fonction des indices de rareté établis par STIEPERAERE & FRANSEN (1982) ont été établies pour les quatre districts phytogéographiques les plus prospectés et pour l'ensemble des récoltes (tableaux 2 et 3). Plus de 60% des taxons récoltés ont un indice de rareté supérieur à 5, c'est-à-dire des taxons présents sur plus de 3% du territoire. Pour les indices de rareté 5 à 8, le rapport du nombre de taxons récoltés sur le nombre théorique de taxons atteint les 40% (tableau 3). L'analyse du tableau 2 indique cependant une petite variabilité entre les différents districts : les districts maritime et campinois se caractérisent par une proportion plus élevée de taxons récoltés des classes 1 à 5 (respectivement 44 et 37%) tandis que ce pourcentage est 30 pour le district mosan et 13 pour le sous-district de la Haute-Ardenne.

Tableau 2 : Distribution du nombre de taxons récoltés en fonction des indices de rareté définis par STIEPERAERE & FRANSEN (1982), pour le district maritime (MAR), le sous-district de la Haute-Ardenne (ARD), les districts mosan (MOS) et campinois (KEM)

Indice de rareté	% territoire où le taxon est présent	District			
		MAR	ARD	MOS	KEM
1	0.2	1	4	2	3
2	0.3	3	0	3	2
3	0.7	7	1	4	8
4	1.4	18	4	18	5
5	2.9	27	5	20	20
6	5.8	20	10	28	13
7	11.7	9	20	29	14
8	24.0	20	24	25	14
9	49.0	10	17	20	6
10	100.0	11	23	10	0

Tableau 3: Distribution, en fonction des indices de rareté définis par STIEPERAERE & FRANSEN (1982) pour l'ensemble de la Belgique, du nombre théorique de taxons, du nombre absolu et du pourcentage de taxons récoltés

Indice de rareté	% territoire où le taxon est présent	Nombre théorique de taxons	Nombre de taxons récoltés	% de taxons récoltés
1	0.2	73	8	11
2	0.3	72	9	13
3	0.7	107	23	21
4	1.4	144	45	31
5	2.9	183	76	42
6	5.8	175	76	43
7	11.7	158	64	40
8	24.0	158	63	40
9	49.0	171	54	32
10	100.00	212	30	14

L'analyse comparative des distributions de fréquences du nombre de taxons par degré de rareté définis par VANHECKE (1985) confirme les résultats donnés dans le paragraphe précédent (tableau 4). En effet, le sous-district de la Haute-Ardenne est essentiellement représenté par des taxons que l'on peut qualifier d'assez rares à rares (degrés de rareté 14 et 15) alors que les autres districts présentent une distribution plus étirée vers les catégories de plantes rares à très rares ou extrêmement rares.

L'analyse de ces résultats permet de mettre en évidence deux types de stratégie de récolte. La première stratégie qualifiée de «large» consiste à récolter en plus des espèces rares ou menacées de disparition, les espèces typiques rencontrées lors des sorties sur le terrain. Cette manière de procéder a été utilisée pour la Haute-Ardenne et, dans une moindre mesure, pour le district mosan. Un grand nombre de taxons y ont été récoltés mais le pourcentage d'espèces rares ou menacées de disparition est faible. La deuxième stratégie qualifiée d'«étroite» se caractérise par une priorité presque exclusive donnée à la récolte de taxons rares ou menacés. Ce fut le cas pour les districts maritimes et surtout campinois. Par rapport au premier type de méthodologie, le nombre de taxons récoltés est plus faible mais la qualité,

estimée sur base des classifications établies par STIEPERAERE et FRANSEN (1982) ou VANHECKE (1985), est supérieure.

Tableau 4: Distribution des taxons récoltés en fonction des degrés de rareté définis par VANHECKE (1985) pour le district maritime (MAR), le sous-district de la Haute-Ardenne (ARD), les districts mosan (MOS) et campinois (KEM)

Degré de rareté des taxons	District			
	MAR	ARD	MOS	KEM
Plus observés depuis 20 ans (degrés 1 - 2)				1
Très rares à extrêmement rares (degrés 3 - 9)	8	4	8	12
Rares à très rares (degrés 10 - 13)	14	4	23	13
Assez rares à rares (degrés 14 - 15)	11	23	15	28

La majorité des taxons ne sont représentés que par un seul échantillon. Seuls 132 taxons (soit 27%) ont fait l'objet d'une récolte dans plus d'une population (tableau 1).

Le nombre de graines récoltées varie très fortement d'un taxon à l'autre. L'analyse de la distribution du nombre d'échantillons en fonction du nombre de graines récoltées indique que 50% des échantillons sont constitués de moins de 1000 graines (tableau 5). Seul 7% des échantillons satisfont la notion de représentativité de la diversité génétique d'une population, soit plus de 10 à 12.000 graines.

Les nombres d'échantillons et de graines par taxon sont souvent faibles. Ils montrent la difficulté à concilier théorie et pratique dans le domaine de la conservation de la diversité génétique.

Tableau 5: Fréquences relatives du nombre d'échantillons et de taxons par classe de nombre de graines

Nombre de graines	Echantillons (%)		Taxons (%)	
0 - 99		10		6
100 - 499		27		22
500 - 999		14		15
1.000 - 4.999		35		38
5.000 - 9.999		7		9
> 10.000		7		10

6.2.6. Destination du matériel récolté

La majorité des espèces végétales récoltées sont dites orthodoxes. Après nettoyage et séchage à une température de 15°C et une humidité relative de l'air de 10%, ces graines sont déposées dans des sachets d'aluminium plastifié hermétiques. Ces derniers sont stockés dans des congélateurs à -20°C (fig. 3).

Cette technique de conservation de graines ne peut pas être appliquée aux espèces dites récalcitrantes. Pour cette raison, 62 échantillons de graines, de spores, de sporocarpes ou d'organes végétatifs d'espèces récalcitrantes (ou supposées l'être) ont été mis en culture *in vitro*: ce sont essentiellement des orchidées, des fougères, des lycopes.



Fig. 3. Stockage de graines à long terme (20°C)

Les graines des plantes aquatiques n'ont pas non plus été conditionnées selon la procédure standard. En effet, une déshydratation risquait de réduire fortement la viabilité des graines. Pour cette raison, les échantillons de 13 espèces végétales ont été immergées dans de l'eau distillée maintenue à une température de 6°C.

Le temps nécessaire aux manipulations des graines après la récolte n'est pas à négliger. Après séchage, les graines doivent être nettoyées avant d'être ensachées, inventoriées et stockées. Ces différentes étapes nécessitent une heure par échantillon.

Des graines ou du matériel végétatif de 101 échantillons (87 taxons) ont été fournis aux collections de plein air du Jardin.

176 échantillons de graines, soit 30% du matériel récolté, ont été dédoublés et transférés en 2002 au Millenium Seed Bank (Wakehurst, Grande-Bretagne) afin d'augmenter la sécurité de conservation et de réaliser des tests de germination.

7. Inventaire actualisé du matériel récolté

Des 697 échantillons de matériel génératif ou végétatif récoltés entre 1989 et 1997, il en subsiste à ce jour 638 représentant 451 taxons différents. Les causes de cette perte sont : fruits vides ou graines immatures constatés au moment du nettoyage, non germination des graines ou impossibilité de maintenir des échantillons en culture *in vitro*, technique de conservation non adaptée (plantes aquatiques), transfert non réussi de plantules issues de la culture *in vitro* vers les collections de plein air.

52 taxons sont toujours en culture dans les collections de plantes du Jardin et 29 de ceux-ci ont produit des graines.

8. Conclusions et perspectives

La conservation de la biodiversité ne peut être accomplie efficacement par une institution ou une organisation qui travaille seule. Le soutien des pouvoirs régionaux et des autorités locales ainsi que la collaboration de personnes extérieures au programme de récolte ont été révélateurs à ce sujet. Les défis que rencontre la survie d'une espèce végétale exigent une approche multidisciplinaire qui combine de nombreuses compétences et disciplines scientifiques et techniques impliquant de nombreux partenaires. Une telle approche de la conservation de la biodiversité est appelée conservation intégrée.

La banque de graines est un outil de conservation *ex situ* à la disposition d'une stratégie globale de conservation intégrée. Elle concerne la conservation de la biodiversité au niveau de l'espèce. Pour remplir efficacement son rôle, elle nécessite

des moyens humains et financiers importants. Le programme de récolte entrepris en 1989 par le Jardin botanique national de Belgique a été stoppé en 1997 pour cause de manque de disponibilité de moyens humains. Le résultat de l'évaluation du programme en 1997 est certes très positif mais la valeur de la collecte est insuffisante quant à l'objectif de conservation des espèces les plus rares ou les plus menacées. Pour améliorer ce résultat, une analyse approfondie de la distribution des taxons ainsi que l'attribution d'un coefficient d'intérêt et d'un facteur de faisabilité par taxon ont été réalisées. Le résultat est l'établissement d'une liste de 250 taxons à récolter. Ces derniers étant particulièrement rares et donc difficiles à localiser et à récolter, il a été estimé à un jour de travail le temps nécessaire à la préparation et à la récolte d'un échantillon par taxon. Cette charge de travail était trop élevée. Une raison supplémentaire à la suspension du projet a été, toujours pour cause de moyens humains insuffisants, l'impossibilité d'entreprendre une recherche sur la conservation et la germination des graines récoltées.

La banque de graines de plantes sauvages d'origine belge constituée entre 1989 et 1997 n'est pas un musée. Les échantillons de graines sont à la disposition de programmes de recherche qui seraient développés en partenariat avec le Jardin botanique national de Belgique.

Littérature de référence

- ANONYME (1989) - The Botanic Gardens Conservation Strategy. W.W.F., I.U.C.N. - B.G.C.S., 60 pp.
- AKERROYD J. & WYSE JACKSON P. (1995) - A Handbook for Botanic Gardens on the Reintroduction of Plants to the Wild. B.G.C.I., 31 pp.
- BILLIET F., CHAMPLUVIER D., VANDERBORCHT T. & VANHECKE L. (1998) - Programme d'activités relatives à la récolte et à la conservation d'espèces végétales sauvages indigènes de Belgique: Bilan 1989 - 1997. (Rapport interne). Jardin botanique national de Belgique, 69 pp.
- CHENEY J., NAVARRETE NAVARRO J. & WYSE JACKSON P. (2002) - Plan d'action pour les Jardins botaniques de l'Union Européenne. Traduit et publié par les Conservatoire et Jardins botaniques de Nancy pour le B.G.C.I. 70 pp.
- DELBEUCK C. (Ed.) (2002) - Le réseau Natura 2000 en Région wallonne. Ministère de la Région wallonne, Direction Générale des Ressources naturelles et de l'Environnement. 19 pp.
- HENRY J.-P. (197) - Integrating *in situ* and *ex situ* conservation. Plant Talk, 8: 23-25
- STIEPERAERE H. & FRANSEN K. (1982) - Standaardlijst van de Belgische vaatplanten, met aanduiding van hun zeldzaamheid en socio-oecologische groep. Dumortiera, 22: 1-44
- VANDERBORCHT T. (1993) - Constitution et gestion de collections phylogénétiques. Annales de Gembloux, 99: 47-59
- VANHECKE L. (1985) - Beschermde en bedreigde plantesoorten in België: de toestand in 1985. Publ. Natuurhist. Gen. Limburg., XXXV (3-4): 27-35
- WYSE JACKSON P.S. & Sutherland L.A. (2000) - Agenda International pour la Conservation dans les Jardins botaniques. Botanic Gardens Conservation International, U.K. 60 pp.

*

*

*

Restauration des populations végétales : le point de vue des diaspores

MAHY Grégory*

Laboratoire d'Ecologie

Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux

Introduction

L'érosion récente et à venir de la biodiversité sous l'effet des activités humaines est un fait maintenant établi. Les taux d'extinction des espèces observés au cours des derniers siècles sont 1000 à 10000 fois supérieurs à ceux observés dans les archives paléontologiques en dehors des périodes de crise de la biodiversité déjà connues (OLIVIERI et VITALIS, 2001). Trois facteurs anthropiques sont reconnus comme les principales causes de l'érosion récente de la biodiversité : la destruction et la fragmentation des habitats naturels et semi-naturels, l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, la surexploitation des espèces (PRIMACK, 1998). Le premier facteur est directement en relation avec le problème de la restauration des populations végétales.

Dans cet article, nous considérons la façon dont les interactions entre dynamique des paysages et dynamique des populations interviennent dans la définition de stratégie de restauration de la diversité biologique à l'échelle des paysages. Nous montrons que les interactions entre paysage et populations sont en partie régulées par les processus de dispersion et que la prise en compte de la capacité de dispersion des espèces végétales amène à considérer que des actions de dispersion dirigées par l'homme peuvent être nécessaires au maintien de la diversité biologique à long terme dans les habitats fragmentés.

Fragmentation des habitats et conséquences sur les espèces

Destruction et fragmentation des habitats

Par destruction d'habitat, on entend l'élimination physique d'une surface d'habitat (au sens du biotope) et des populations des espèces l'habitant. Cette élimination peut se faire de façon directe par modification brutale des paramètres environnementaux (drainage, urbanisation, déforestation ou afforestation,...) ou par introduction d'éléments exogènes (pollution). Initialement, ce processus a concerné les milieux primaires (forêts primaires, tourbières, marais, estuaires,...) pour ensuite s'étendre aux milieux semi-naturels (landes, pelouses, prairies

*Passage des Déportés, 2 - 5030 Gembloux - mahy.g@fsagx.ac.be

extensives) issus des activités agropastorales traditionnelles et hébergeant une flore et une faune spontanées diversifiées. La destruction d'un habitat entraîne, par définition, la perte des populations des espèces qui y vivent, surtout chez les espèces végétales qui, de par leur caractère sessile, ne peuvent s'échapper. A terme, la destruction de l'ensemble des superficies d'un habitat entraîne l'extinction des espèces confinées à cet habitat. Cependant, en général, la totalité d'un habitat n'est pas détruite. L'habitat subsiste sous forme de petites superficies isolées les unes des autres. Ce processus est connu sous le terme de **fragmentation** c'est-à-dire la réduction d'un habitat continu de grande taille en taches d'habitats plus petites isolées les unes des autres. Le processus de fragmentation est illustré à la Figure 1 pour les pelouses calcaires, biotopes de grande importance pour la conservation de la diversité floristique dans nos régions (LEDUC, 2002). Cette situation menace la viabilité des populations des espèces des habitats fragmentés à travers deux ensembles de processus liés, d'une part, à la taille des populations relictuelles et, d'autre part, à la dynamique de dispersion à l'échelle des paysages écologiques (SAUNDERS et al., 1991).

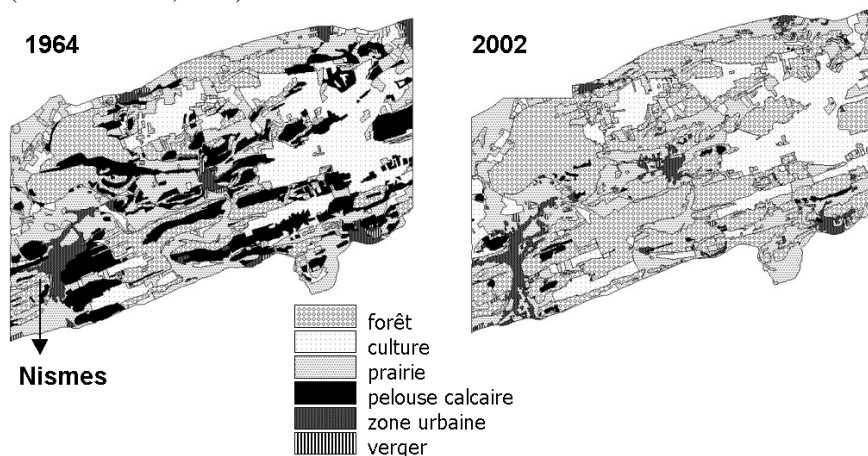


FIGURE 1 : Evolution du paysage et fragmentation des pelouses calcaires dans la région de Nismes-Olloy (Calestienne) entre 1964 et 2002. (Reproduit avec l'aimable autorisation de Laurence LEDUC, LEDUC, 2002).

Le problème des petites populations

Lorsque la taille d'une tache d'habitat est réduite, on peut s'attendre à ce que les effectifs des populations des espèces de l'habitat soient également réduits. Les populations dont l'effectif a subi un déclin, communément appelées petites populations, sont plus sensibles à la stochasticité démographique, environnementale et génétique (LANDE, 1988 ; YOUNG et al., 1996). La stochasticité démographique correspond à une variation aléatoire des paramètres reproducteurs individuels, indépendante entre les individus de la population. De ce fait, la variabilité temporelle des taux démographiques à l'échelle de la

population augmente lorsque la taille des populations diminue, impliquant une plus grande probabilité de taux de croissance faibles, nuls, voire négatifs dans les petites populations (MENGES, 1992 ; LANDE, 1998). La stochasticité environnementale correspond à la variation temporelle des taux vitaux comme conséquence des variations des conditions de l'environnement telles que le climat, la prédation, la disponibilité en pollinisateurs, etc. Dans ce contexte, les catastrophes, définies comme des variations environnementales avec un grand impact et une faible fréquence, peuvent entraîner l'extinction des petites populations (LANDE, 1993). La dérive génétique (stochasticité génétique) implique la perte aléatoire progressive de variants génétiques (allèles) dans les petites populations. Outre la perte d'allèles, la dérive génétique se traduit par une augmentation du taux d'homozygotes dans la population (individus portant les mêmes allèles à un locus génétique). L'augmentation du taux d'homozygote peut s'accompagner d'une augmentation de l'expression des allèles délétères récessifs entraînant une diminution de la fitness des individus (dépression de consanguinité). Chez les végétaux, cette dépression de consanguinité peut toucher toutes les étapes du cycle végétatif et de reproduction entraînant par exemple une diminution de la production de fleurs (Figure 2), une diminution des capacités de germination, une diminution de la viabilité du pollen, une diminution de la survie des plantules, etc., dans les petites populations (YOUNG et al., 1996 ; MORGAN 1999). A terme, la dépression de consanguinité peut donc menacer la viabilité des petites populations. Ainsi, sous l'effet combiné des trois facteurs cités, les populations dont les effectifs ont connu une réduction suite à la fragmentation de leur habitat sont plus sensibles à l'extinction.

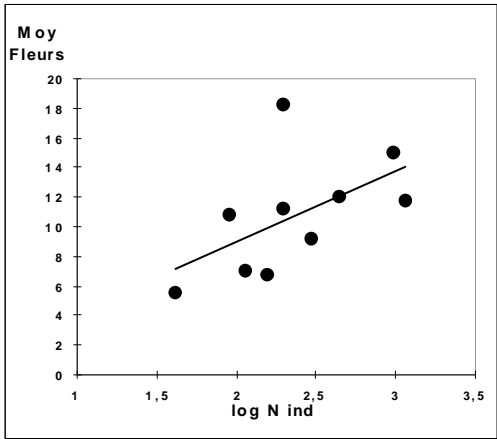


FIGURE 2 : Relation entre la production moyenne de fleurs par individu (N=10) et la taille de la population chez *Anthericum liliago*, une espèce des pelouses calcaires (AFFRYE, 2003)

Isolement et métapopulation

Dans un paysage écologique dont la dynamique est générée par un régime régional de perturbations naturelles (BLONDEL, 1995), l'extinction locale d'une population ne remet pas forcément en cause la viabilité de l'espèce à l'échelle du paysage. Les populations forment le plus souvent des systèmes interconnectés par des échanges d'individus ou de diaspores. Ainsi, si une population s'éteint, par exemple sous l'effet d'une catastrophe environnementale, la station peut être ultérieurement recolonisée à partir de populations sources adjacentes. Ces systèmes interconnectés de populations caractérisés par des événements d'extinction et de recolonisation sont nommés **métapopulations** (HANSKI, 1998). Dans les habitats fragmentés, les distances entre les taches d'habitats dépassent souvent les capacités de dispersion spontanée des espèces mettant ainsi en péril la métapopulation dans son ensemble.

Fragmentation des habitats et restauration des populations : de quoi parle-t-on ?

À l'échelle d'un paysage écologique, la gestion et la conservation des espèces des habitats fragmentés demande donc, non seulement, la gestion de populations individuelles afin de maintenir un effectif démographique suffisant pour assurer leur viabilité mais également le maintien d'un système interconnecté de populations. Dans ce cadre, des actions volontaires de restauration des populations végétales peuvent être amenées à jouer un rôle. Il nous faut d'abord préciser les différentes réalités que recouvrent le terme « restauration de populations » en distinguant la réintroduction du renforcement des populations. La réintroduction concerne l'introduction de populations viables d'une espèce dans une aire géographique où elle était présente antérieurement et dont elle a disparu. Le renforcement des populations concerne deux types d'actions liées respectivement aux populations locales et aux métapopulations : 1) l'ajout volontaire d'individus dans une population locale afin de renforcer l'effectif et d'assurer la viabilité de la population sur le long terme ; 2) la création volontaire de nouvelles populations dans un paysage écologique où l'espèce est déjà présente afin de renforcer la métapopulation dans son ensemble et de réduire la probabilité d'extinction globale. C'est essentiellement le renforcement qui nous intéresse dans le cadre de la gestion des espèces des habitats fragmentés même si on peut considérer qu'entre réintroduction et renforcement, la différence réside surtout dans l'échelle spatiale considérée, une réintroduction à l'échelle d'une entité géographique limitée pouvant correspondre à un renforcement à l'échelle de l'aire de distribution de l'espèce.

Dans le cas du renforcement de populations locales existantes, une gestion adéquate du milieu peut souvent suffire pour répondre à l'objectif en restaurant les paramètres du biotope qui maximisent le succès reproducteur des individus, qui créent les microniches nécessaires à la germination, qui maximisent la survie des plantules, ... Dans les cas les plus extrêmes, ces actions peuvent ne pas être suffisantes. L'effet conjugué de la dérive génétique et des stochasticités environnementale et

démographique peut entraîner une population dans une spirale de l'extinction qui ne pourra être contrée que par l'apport dirigé de nouveaux individus dans la population. La nécessité d'intervenir par renforcement dirigé peut être évaluée à partir du suivi démographique précis des populations et l'évaluation de leur succès reproducteur intégrés dans des modèles d'analyse de viabilité de population (MENGES, 2000).

Dans le cas de la création de nouvelles populations, deux contraintes doivent être prises en compte. Premièrement, il est nécessaire de restaurer des surfaces d'habitats présentant les conditions environnementales correspondant à la niche écologique des espèces cibles. Deuxièmement, il faut que les espèces cibles colonisent ces nouveaux habitats. Dans une stratégie de restauration à l'échelle du paysage, il est donc nécessaire de quantifier la capacité de dispersion des espèces cibles afin d'évaluer l'éventuelle nécessité d'interventions dirigées destinées à favoriser la colonisation des zones dont les conditions abiotiques ont été restaurées.

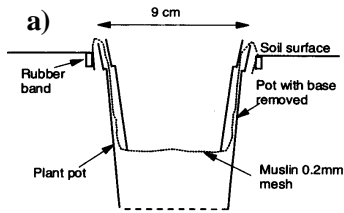
Que savons-nous de la capacité de dispersion des espèces végétales ?

La dispersion des espèces végétales comprend deux composantes : spatiale et temporelle. La composante spatiale correspond aux transports des diaspores d'un endroit à l'autre. La composante temporelle correspond au maintien d'un stock de graines viables sur et dans le sol : la banque de graines.

Dispersion spatiale

La quantification des capacités de dispersion spatiale des diaspores est un véritable défi pour l'écologue. Différentes approches sont envisageables et présentent chacune leurs limites pratiques et méthodologiques.

Historiquement, la capacité de dispersion des espèces végétales a été déduite indirectement de l'observation de la morphologie de leur diaspores, permettant de ranger l'espèce dans une classe de syndrome de dispersion : anémochores (présentant des caractères morphologiques favorisant le transport par le vent), endozoochores (présentant des caractères morphologiques favorisant l'ingestion et le transport par les animaux), épizoochores (présentant des caractères morphologiques favorisant l'attachement à des agents animaux), hydrochores (présentant des caractères morphologiques favorisant la flottabilité et donc le transport par l'eau), etc. Plusieurs systèmes de classement des syndromes de dispersion plus ou moins détaillés ont été proposés (RIDLEY, 1905 ; VAN DER PIJL, 1982). Si il est démontré que les capacités de dispersion diffèrent entre syndromes de dispersion (par exemple on s'attend à ce qu'une espèce anémochore soit dispersée à plus longue distance qu'une espèce dispersée par les fourmis) (WILSON, 1993), cette approche n'est pas pertinente pour quantifier la capacité de dispersion d'espèces individuelles dans un contexte spatial explicite.



b)



c)



Le piégeage de graines dans des pièges à graines (Figure 3) disposés à distance croissante d'une source (individu isolé, groupe d'individus, front de population) est une autre approche largement utilisée pour évaluer la capacité de dispersion des espèces végétales. Les résultats de ce type d'étude convergent vers la description d'un patron de dispersion spatial généralisé chez les espèces végétales, à savoir une courbe de distribution leptokurtique de la densité de graines déposées en fonction de la distance à la source (Figure 4). Cette distribution leptokurtique présente trois caractéristiques : un pic à proximité de la source indiquant que la majorité des graines sont dispersées à proximité des parents, une décroissance exponentielle de la quantité de graines déposée sur une distance qui correspond au maximum à plusieurs fois la hauteur de la source, et, une queue de courbe de dispersion dont la pente est moins importante que celle attendue sur base d'une exponentielle inverse.

FIGURE 3 : a et b) Modèle de pièges à graines utilisés dans les études de dispersion chez les végétaux (schéma d'après BULLOCK & CLARK, 2000, photo PIERET N), c) Dispositif expérimental de piégeage de graines in situ (Reproduit avec l'aimable autorisation de TIÉBRÉ MS., photo par LAGRANGE B.)

Densité de graines déposées au sol

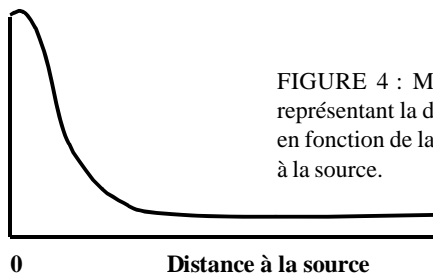


FIGURE 4 : Modèle de courbe leptokurtique représentant la densité de graines déposées au sol en fonction de la distance de piégeage par rapport à la source.

Cette dernière partie de la courbe traduit le fait que seulement une très faible proportion des graines sont dispersées à longue distance mais que néanmoins il existe des événements statistiquement significatifs de dispersion à longue distance. Ces études ont permis d'avancer significativement dans la compréhension de la dispersion spatiale chez les espèces végétales mais souffrent de deux défauts majeurs dans le cadre qui nous occupe. Premièrement, l'effort d'échantillonnage n'est en général pas maintenu constant avec la distance. En effet, lorsque la distance par rapport à la source augmente, la surface potentielle de dépôt des graines augmente également, ce qui demande d'augmenter l'effort d'échantillonnage (prosaïquement d'augmenter le nombre de pièges à graines) ce que la plupart des auteurs négligent pour des raisons de faisabilité (par exemple si un piège est disposé à 0,5 m de la source, 2 pièges doivent être disposés à 1 mètre, 4 à 2 mètres, 8 à 4 mètres, etc., ce qui entraîne des dispositifs expérimentaux très lourds). La probabilité de détecter des événements de dispersion à 'longue distance' en est d'autant plus réduite. Deuxièmement, la distance sur laquelle la courbe de dispersion est établie correspond en général au maximum à plusieurs fois la hauteur des plants mères. Les données ainsi collectées sont pertinentes pour évaluer la capacité de dispersion au sein d'un site ou à proximité immédiate d'un site mais pas vraiment pour évaluer la probabilité de recolonisation de sites restaurés à des distances plus importantes de sources potentielles de graines.

L'étude de la dispersion à longue distance des diaspores végétales est donc devenue un sujet prioritaire de la biologie de la conservation et connaît des développements méthodologiques importants (CAIN et al., 2000). Trois voies sont actuellement explorées (NATHAN, 2001) : 1. L'ajustement de modèles statistiques de distribution appliqués à des données de dispersion récoltées dans des systèmes de piégeages en conditions contrôlées (et pas *in situ*, dans les populations naturelles) (BULLOCK et CLARKE, 2000) – 2. Le développement de modèles mécaniques prédisant les trajectoires de dispersion sur base des caractères des diaspores (propriétés aérodynamiques, temps de rétention dans le tractus digestif des agents animaux,...) et les caractéristiques des agents de dispersion (force et variabilité du vent, déplacement des animaux,...) (NATHAN et al., 2001) – 3. Le suivi temporel au sein de paysage par recensement exhaustif des populations à différentes périodes permettant de déduire des distances de dispersion réalisées. Bien qu'en plein développement, ces approches ont déjà généré des résultats intéressants. Premièrement, il apparaît que la capacité de dispersion à longue distance est plus importante que ce qui était supposé sur base des connaissances antérieures (CAIN et al., 2000). Deuxièmement, les événements de dispersion à longue distance sont des événements imprévisibles largement indépendants des patrons de dispersion à courte et moyenne distance. Il est d'ailleurs de plus en plus évident que les agents de la dispersion à longue distance ne sont pas forcément les mêmes que les agents de dispersion à courte et moyenne distances et que des modes non usuels de dispersion peuvent être responsables de la colonisation à longue distance chez de nombreuses espèces (HIGGINS et al., 2003) (pensons aux nombreux naturalistes qui en se déplaçant

d'une réserve à l'autre transportent inévitablement des graines attachées à la boue des semelles de leurs chaussures !). Enfin, il est aujourd'hui démontré que pour certaines communautés (surtout les communautés d'environnement stables telles les forêts primaires) la capacité de dispersion spatiale spontanée des espèces constitutives caractéristiques est limitée (par exemple JACQUEMYN et al., 2001), ce qui réduit fortement la capacité de recolonisation à moyen terme de zones restaurées. Toutefois, il faut reconnaître que pour la majorité des habitats (et en particulier les habitats semi naturels non forestiers, cibles prioritaires des actions de conservation dans nos régions), les données quantitatives sur les capacités de dispersion des espèces caractéristiques sont très largement lacunaires faute de moyens pour des recherches adéquates et de prise de conscience de l'importance de ce paramètre.

Banques de graines

La capacité des espèces à former des banques de graines est beaucoup mieux étudiée et des synthèses par espèce ou milieu existent (par exemple LECK et al., 1989 ; THOMPSON et al., 1997). On trouvera des descriptions des méthodologies les plus utilisées dans ROBERTS (1981). L'importance de la prise en compte de ce paramètre peut être illustrée par deux exemples liés à deux milieux qui ont subi une fragmentation dramatique au cours du dernier siècle dans nos régions et pour lesquels des efforts substantiels (mais peut-être pas toujours suffisamment structurés) de restauration sont en cours : les landes à *Calluna* et les pelouses calcaires. Le Tableau 1 illustre les résultats obtenus lors d'une étude de la banque de graines d'une pelouse calcaire du Mesobromion sur le Tienne des Vignes (commune de Tellin), un des plus beaux fragments de pelouse calcaire résiduelle dans le Parc National Lesse et Lhomme (BISTEAU, 2002). Dans cette étude, les espèces présentes dans la végétation et les espèces présentes dans la banque de graines ont été recensées dans 50 quadrats de 1x1m. Les espèces typiques des pelouses calcaires reprises dans le tableau se répartissent en deux groupes : celles qui sont présentes dans la végétation et qui sont également trouvées dans la banque de graines, celles qui sont présentes dans la végétation et qui ne sont pas détectées au sein de la banque de graines. L'analyse de la distribution verticale des graines dans le sol (non illustré) montre que celles-ci sont surtout présentes dans les premiers centimètres, ce qui laisse supposer qu'il n'y a pas d'accumulation à long terme des graines et que les espèces des pelouses calcaires dans leur grande majorité ne développent aucune banque de graine persistante. L'examen de la banque de graines dans une pinède adjacente anciennement occupée par une pelouse calcaire confirme que les graines des espèces de la pelouse n'y ont pas persisté. Dans le cas des pelouses calcaires, la recolonisation de sites restaurés à partir des graines présentes dans une banque de graines est donc hautement improbable, une conclusion étayée par d'autres études (AKINOLA et al., 1998 ; DUTOIT et ALARD, 1995). Le Tableau 2 présente les résultats d'une étude de banque de graines dans une lande tourbeuse du Plateau des Tailles (Réserve du Sacrawé) sur deux sites (Mahy et Raspé, non publié). Les résultats indiquent que les espèces structurantes de la communauté (*Calluna vulgaris* et *Erica tetralix*) forment des banques de graines persistantes.

Tableau 1 : Données quantitatives sur la végétation et la banque de graines de la pelouse du Tienne des Vignes : indice de recouvrement moyen de Braun-Blanquet pour chaque espèce présente dans les quadrats de 1x1m et pourcentage des quadrats où l'espèce était présente. Nombre moyen de graines par mètre carré dans la banque de graines (D'après BISTEAU, 2002).

	VEGETATION		Banque de graines
	Recouvrement moyen	% de présence dans les quadrats	Graines m ⁻²
<i>Helianthemum nummularium</i>	4,87	96	163
<i>Teucrium chamaedrys</i>	5,66	92	61
<i>Potentilla neumanniana</i>	4,18	78	428
<i>Hypericum perforatum</i>	0,32	68	1711
<i>Linum catharticum</i>	0,01	10	428
<i>Thymus pulegioides</i>	3,22	62	632
<i>Euphorbia cyparissias</i>	3,20	96	20
<i>Viola hirta</i>	1,16	72	
<i>Hieracium pilosella</i>	0,78	28	
<i>Pulsatilla vulgaris</i>	0,63	24	
<i>Centaurea scabiosa</i>	0,61	14	
<i>Sanguisorba minor</i>	3,28	70	
<i>Cirsium acaule</i>	0,31	8	
<i>Scabiosa columbaria</i>	0,03	20	
<i>Bupleurum falcatum</i>	0,03	18	
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,02	18	
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,01	8	

Tableau 2 : Données quantitatives sur la végétation et la banque de graines de deux sites de landes au Plateau des Tailles: indice de recouvrement moyen de Braun-Blanquet (modifié) pour deux espèces clés des landes dans des quadrats de 2x2m et pourcentage des quadrats où l'espèce était présente. Nombre moyen de graines par mètre carré dans la banque de graines (D'après MAHY et RASPÉ, soumis).

	VEGETATION		Banque de graines
	Recouvrement moyen	% de présence dans les quadrats	Graines m ⁻²
<i>SITE 1</i>			
<i>Calluna vulgaris</i>	5,16	100	32034
<i>Erica tetralix</i>	0,46	16,5	1852
<i>SITE 2</i>			
<i>Calluna vulgaris</i>	3,21	96,5	15129
<i>Erica tetralix</i>	3,67	95,5	15606

de densité élevée, y compris, lorsqu'une espèce présente un développement limité dans la végétation (*Erica tetralix* dans le site 1). Dans ce cas, il est probable que la restauration du biotope sur des sites qui ont été occupés antérieurement par des landes à bruyères permettra la recolonisation par les espèces structurantes à partir de la banque de graines. Les nombreuses études de banque de graines menées à ce jour montrent que 1) les capacités de dispersion temporelle des graines varient d'une espèce à l'autre au sein d'une communauté et 2) les capacités de dispersion temporelle des graines varient globalement d'une communauté à l'autre avec des communautés dans lesquelles peu d'espèces développent des banques de graines permanentes (pelouses calcaires, forêts primaires, ...).

Implications des données de la dispersion pour le renforcement des populations végétales

Les patrons qui émergent des études de dispersion spatio-temporelle des espèces végétales ont un certain nombre de conséquences pour la définition de stratégie de renforcement des populations végétales dans un contexte de métapopulations. Il apparaît clairement que la capacité de recolonisation rapide de zones restaurées peut être faible pour une proportion non négligeable d'espèces végétales.

Dans le cas d'une restauration visant au développement d'une communauté végétale présentant la diversité des espèces typiques du milieu considéré, on peut s'attendre à ce que le résultat à moyen terme soit limité à une communauté présentant un cortège floristique incomplet dont les espèces à plus faibles capacités de dispersion à longue distance seront absentes. Pour certaines communautés, on peut estimer que la reconstitution d'une communauté typique sous l'effet de la recolonisation spontanée est impossible à une échelle de temps compatible avec les objectifs de la conservation de la nature. Pour les autres communautés, on pourrait argumenter qu'en se plaçant dans une perspective à long terme l'objectif visé sera atteint. Deux objections peuvent être formulées à cet argument. Premièrement, dans les systèmes d'habitats fragmentés, la persistance à long terme des populations sources de diaspores n'est pas assurée. Il y a donc un risque important de voir disparaître les sources de propagules avant que la recolonisation des zones restaurées ne soit effective. Il semble donc nécessaire de s'affranchir dans ce cas d'une attitude attendiste et de considérer des actions dirigées de dispersion de propagules dans les zones restaurées. Deuxièmement, comme toute action impliquant un investissement de la société (investissement financier et humain), la conservation de la nature est tenue à un résultat, ne serait-ce que pour une question de crédibilité. Il est remarquable de constater l'énergie qui est actuellement déployée pour la restauration de milieux ouverts semi naturels (restauration pelouses calcaires, landes, prairies de fauche, ...) sans que des actions dirigées qui garantissent le rétablissement des communautés visées ne soient entreprises, y compris la dispersion dirigée des propagules par le gestionnaire.

Dans le cas du renforcement du système régional de populations d'une espèce cible, nous devons être conscient que les espèces prioritairement concernées sont avant tout des espèces devenues extrêmement rares et au bord de l'extinction dans les paysages considérés. Dans ce cas, les sources de propagules sont par définition réduites, ce qui ne fait qu'ajouter aux problèmes de recolonisation des habitats restaurés. Les remarques formulées pour les communautés à propos de la prise en compte des échelles de temps se posent avec encore plus d'acuité puisque dans ce cas, il est hautement probable que les populations relictuelles des espèces concernées soient elles mêmes fortement menacées d'extinction à court ou moyen terme. Il n'est donc pas raisonnable de considérer qu'il suffit d'attendre pour que l'espèce se redéploie spontanément dans les habitats restaurés.

On l'aura compris, les études sur la dispersion des espèces végétales montrent que des actions de dispersion dirigée de propagules, voire d'individus, peuvent être nécessaires à la restauration de systèmes de populations viables et au maintien sur le long terme de la diversité biologique à l'échelle des paysages écologiques. Toutefois, ces actions ne peuvent se dérouler que dans un cadre bien défini et ne doivent pas être confondues avec des stratégies de verdurisation ou d'« amélioration » de l'aspect esthétique du paysage par l'introduction de communautés végétales colorées (ces stratégies pouvant par ailleurs trouver leurs propres justifications). Trois balises doivent être définies à ces actions. Premièrement, le renforcement des populations locales ou des métapopulations doit se faire en priorité à partir d'un pool génétique adéquat. Il s'agit donc avant tout de favoriser la dispersion à partir de sources situées au sein du même paysage écologique. Dans la mesure du possible, lorsqu'on s'adresse au renforcement d'une espèce cible, des études préalables de la structure génétique des populations (niveau de variation, répartition intra-inter populations, isolement par la distance) doivent être menées. Deuxièmement, ces actions doivent être encadrées par un cadre légal adéquat et faire l'objet d'un suivi coordonné et d'une centralisation des informations par un organisme indépendant afin de garder la trace des flux dirigés. Troisièmement, chaque situation est un cas particulier, qu'il s'agisse d'une communauté ou d'une espèce, et doit faire l'objet d'une évaluation préalable et des études préliminaires nécessaires à la définition de la meilleure stratégie de renforcement et à la nécessité de considérer des actions de dispersion dirigées, dont nous avons vu que la pertinence était variable.

Références :

- AKINOLA M.O., THOMPSON K. & BUCKLAND S.M. 1998. Soil seed bank of an upland calcareous grassland after 6 years of climate and management manipulations. *Journal of Applied Ecology* **35** : 544-552.
- AFFRYE M. 2003. *Caractérisation de l'habitat et des populations de *Anthericum liliago* L. (*Anthericaceae*)*. Mémoire de DEA. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux.
- BISTEAU E. 2002. *Etude de la connectivité, de la dynamique de distribution et de la capacité de dispersion d'un groupe d'espèces végétales des pelouses calcaires*. Mémoire de DEA. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux.

- BLONDEL J. 1995. *Biogéographie: Approche écologique et évolutive*. Masson, Paris.
- BULLOCK J.M. & CLARKE R.T. 2000. Long distance seed dispersal by wind : modelling the tail of the curve. *Oecologia* **124** : 506-521.
- CAIN M.L., MILLIGAN B.G. & STRAND A.E. 2000. Long distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* **87** : 1217-1227.
- DUTOIT T. & ALARD D. 1995. Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes : their role in the restoration of species-rich plant communities. *Biodiversity and Conservation* **4** : 939-950.
- HANSKI I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396** : 41-49.
- HIGGINS S.I., NATHAN R. & CAIN M.L. 2003. Are long distance dispersal events in plants usually caused by nonstandard means of dispersal. *Ecology* **84** : 1945-1956.
- JACQUEMYN H., BUTAYE J., DUMORTIER M., HERMY M. & LUST N. 2001. Effect of age and distance on the composition of mixed deciduous forest fragments in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* **12** : 635-642.
- LANDE R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* **241** : 1455-1460.
- LANDE R. 1993. Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophe. *American Naturalist* **142** : 911-927.
- LANDE R. 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. *Researches on Population Ecology* **40** : 259-269.
- LECK M.A., PARKER V.T. & SIMPSON R.L. (eds) 1989. *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego.
- LEDUC L. 2002. *Analyse de l'évolution et de la structure d'un paysage écologique de Caestienne de la fin du XVIIIe siècle à nos jours*. Travail de fin d'études. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux.
- MENGES E.S. 1992. *Stochastic modelling of extinction in plant populations*. In : FIEDLER P.L. & KAIN S.K. (eds). "Conservation Biology : the Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management." CHAPMAN & HALL, New York, pp. 253-276.
- MENGES E.S. 2000. Population viability analyses in plants : challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* **15** : 51-56.
- MORGAN J.W. 1999. Effects of population size on seed production and germinability in an endangered, fragmented grassland plant. *Conservation Biology* **13** : 266-273.
- NATHAN R. 2001. The challenges of studying dispersal. *Trends in Ecology and Evolution* **16** : 481-483.
- NATHAN R., SAFRIEL U.N. & NOY-MEIR I. 2001. Field validation and sensitivity analysis of a mechanistic model for tree seed dispersal by wind. *Ecology* **82** : 374-388.
- OLIVIERI I. & VITALIS R. 2001. The Biology of Extinctions. *Medicine Sciences* **17** : 63-69.
- PRIMACK R.B. 1998. *Essentials of conservation biology, 2 ed*. Sinauer, Sunderland.
- RIDLEY H.N. 1905. *The Dispersal of Plants throughout the World*. REEVE, Ashford.
- ROBERTS H.A. 1981. Seed banks in soil. *Advances in Applied Biology* **6** : 1-55.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, J.A. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation : a review. *Conservation Biology* **5** : 18-32.
- THOMPSON K., BAKKER J. & BEKKER R. 1997. *The soil seed banks of North West Europe : methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- VAN DER PIJL L. 1982. *Principles of Dispersal in Higher Plants*. Springer, Berlin.
- WILSON M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonisation patterns. *Vegetatio* **107/108** : 261-280.
- YOUNG A., BOYLE T. & BROWN T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* **11** : 413-418.

*

*

*

Les problèmes rencontrés par les floristes et phytogéographes

par Jacqueline SAINTENOY-SIMON¹
Présidente de l' Amicale Européenne de Floristique (A.E.F.)

1. Introduction

Depuis plus de dix ans, à la suite de l'I.F.B.L. (Institut floristique belgo-luxembourgeois), l'A.E.F. s'est chargée de la prospection floristique systématique de la Région bruxelloise et de la Région wallonne (1). Une vaste documentation a été rassemblée dans le but de publier des cartes de distribution des différents taxons recensés (Atlas) ainsi que divers commentaires. Déjà, la « Liste Rouge des espèces végétales de Wallonie » a pu être réalisée; elle est en cours de publication (SAINTENOY-SIMON 2004).

Ces données permettent la surveillance de l'état de la flore des Régions wallonne et bruxelloise et interviennent également dans le cadre de la protection de la nature de ces régions.

Actuellement, étant donné les nombreuses introductions de plantes indigènes (2), les problèmes rencontrés par les floristes sont multiples, leur tâche est devenue difficile et la cartographie des espèces végétales est pleine d'aléas.

2. Evolution des idées

Les idées ont beaucoup évolué, ces vingt dernières années. Si actuellement il semble que les réintroductions, les transplantations, les renforcements de populations { interventions dont les limites avaient été strictement précisées par M. BOURNÉRIAS et L. OLIVIER, en 1989 et dans divers documents (Ministère de l'Environnement 1996 et HENDOUX, dans ce fascicule) } et les ensemencements ne posent plus de problèmes, il n'en était pas de même naguère.

C'est ainsi qu'il y a une vingtaine d'années, la transplantation d'une population de *Diphasiastrum tristachyum*, qui allait disparaître sous les résidus d'exploitation d'une usine de tarmac, avait provoqué une forte opposition (3). Cette initiative avait été prise par G.H. PARENT (1975) qui s'était entouré pourtant de toutes les garanties nécessaires.

¹ rue Arthur Roland 61, B-1030 Bruxelles

De même, les propositions de réaménagement écologique des cours d'eau altérés ou même détruits par des travaux d'hydraulique (DETHIOUX 1989), la distribution de semences pour prés fleuris par la région wallonne ainsi que la promotion faite en faveur des Jardins sauvages avait provoqué des réactions très vives y compris par voie de presse (LAMBINON 1989) :

« L'introduction volontaire d'organismes vivants, aussi bien indigènes qu'exotiques, est une pratique néfaste, parfois catastrophique, qui brouillera pour l'avenir les études biogéographiques, génétiques et même écologiques (perturbation des phénomènes de raciations et d'adaptation locale, impossibilité de détecter des migrations naturelles, modification artificielle des rapports entre les espèces...) (LAMBINON 1989). »

« Le but essentiel de cet ouvrage (DETHIOUX 1989 : Les plantes aquatiques des eaux courantes, ndlr) est d'encourager activement la replantation de tels végétaux dans nos rivières, pour contrebalancer leur raréfaction ou leur disparition dues à la pollution des eaux et surtout, il convient de le souligner, aux travaux souvent saugrenus d'instances de gestion comme l'hydraulique agricole (modification du régime hydrique, du lit et des berges des rivières).

C'est là en fait une initiative subtilement malfaisante.

D'abord parce qu'il s'agit d'un encouragement à lutter contre les effets du mal et non contre ses causes.

En deuxième lieu, parce que les pouvoirs publics - d'où les biologistes sont toujours singulièrement absents - n'ont certainement pas la compétence pour identifier bien des végétaux aquatiques et ce n'est assurément pas les médiocres critères diagnostiques du livre de M. DETHIOUX qui permettront de reconnaître les différentes espèces de Callitriche, Potamogeton, Ranunculus...

En troisième lieu, parce qu'il s'agit d'une opération coûteuse, alors que ces végétaux se réinstallent souvent spontanément lorsque la qualité du milieu est rétablie.

Enfin, et surtout, parce que, répétons-le, ce serait là un véritable anéantissement de l'intérêt scientifique de la flore et de la végétation de nos rivières wallonnes, une entreprise de faussaire... Ce projet est un modèle saisissant d' « anti-protection de la nature. »...

« Cultiver des fleurs sauvages dans nos jardins et a fortiori aller les semer au bord des chemins et des rivières ou sur des talus n'a aucun intérêt pour leur conservation. L'initiative est nuisible dans la mesure où elle va à contre courant de l'éducation naturaliste que l'on s'efforce de donner aux jeunes et aux moins jeunes, propageant au contraire des idées néfastes en cette matière. Le sentiment fallacieux qu'il serait aisé de « recréer » des espaces naturels, après que ceux-ci aient été détruits, constituerait une incitation à la démobilité des individus et des associations qui luttent sans relâche pour la protection de la nature... Le sachet de semences est un salmigondis d'écologie végétale» (LAMBINON 1989).

Actuellement, on s'étonne de ne plus entendre les mêmes protestations au sujet des interventions réalisées : que ce soient la restauration des berges, la création de frayères, l'ensemencement des jachères et tournières, des bords de routes et d'autoroutes, des talus des voies ferrées, la réhabilitation des carrières, les renforcements de populations (4), la distribution intempestive de sachets de semences (5), etc. Un programme de production de semences d'origine contrôlée a même été démarré, avec l'aval du Conseil supérieur wallon de la Conservation de la Nature, afin de répondre à une demande croissante du public concernant la création d'espaces verts, l'aménagement de talus... Ce programme éviterait le semis d'espèces d'origine étrangère pouvant « polluer » le patrimoine génétique de notre flore régionale, ce qui est une bonne chose en soi (voir à ce sujet le site mrw.wallonie.be/dgrne/dnf/dcnev/consnat/ecotype.htm), mais ne résout pas le fond du problème .

Les longues listes de plantes (voir annexe 1) que l'on préconise d'introduire et que l'on introduit régulièrement dans différents milieux (un cinquième de la flore de Wallonie) ont de quoi inquiéter, car ces interventions faussent complètement la répartition des plantes indigènes et les raisons invoquées jadis sont toujours d'actualité, même s'il convient d'avoir une attitude plus nuancée.

S'il semble utile, voire indispensable de stabiliser un talus sensible à l'érosion, une tranchée qui s'éboule, un terribil mobile, de recréer des frayères là où elles ont disparu... et relativement inoffensif de semer et cultiver de jolies plate-bandes fleuries dans son jardin, est-il nécessaire de créer des prairies ou des talus multicolores, d'agrémenter un étang forestier... ? Faut-il immédiatement « réhabiliter » les sites perturbés (carrières, berges des rivières, sites ferroviaires) au lieu de laisser la « nature reprendre ses droits ? ». En intervenant à tout bout de champ (c'est le cas de le dire !), ne va-t-on pas empêcher des espèces très rares de s'installer naturellement et perturber la répartition normale des plantes communes?

3. Quelques exemples

3.1. Les routes et autoroutes

3.1.1. M. TANGHE (voir article dans ce fascicule) a bien montré qu'au départ de milieux anthropogènes, peuvent se reconstituer sur les talus d'autoroutes des communautés végétales intéressantes pour la conservation de la nature sans intervention humaine autre que la fauche.

Ce même auteur a fait également nombre d'observations floristiques remarquables sur les talus autoroutiers : *Aira caryophyllea*, *Catapodium rigidum*, *Geranium sylvaticum*... qui n'ont certainement pas été introduits et qui n'auraient sans doute pas eu l'occasion de se développer si les talus avaient été ensemencés.

3.1.2. Au bord des routes de moindre importance, sans intervention humaine, des plantes rares ou très rares peuvent se développer. C'est le cas par exemple de :

Sedum rubens à Heure, sur le talus de la route de Baillonville ;

Lycopodium clavatum à Saint-Hubert {(talus de la route, entre Champlon et Saint-Hubert (Fig. 1), sur deux km environ depuis le carrefour de l'aérodrome civil) et à Vesqueville (talus de la route de Moiricy) ;

Hieracium peleterianum sur le talus de la route de Bourseigne-Neuve à Felenne ;

Eryngium campestre à Viroinval, entre Vierves et Treignes, à proximité du « Relais Verlainne » et de la petite chapelle Saint-Roch. Cette station, à notre connaissance la dernière de Wallonie, est connue depuis de nombreuses années et est revue régulièrement; elle est menacée par le fauchage trop hâtif des talus routiers.

Ces bords de route, comme les bords de rivières, les talus ferroviaires... jouent très bien ici leur rôle de zones de liaison du réseau écologique, zones qui permettent aux espèces végétales et animales de migrer d'un site à l'autre et de limiter les effets de la fragmentation des habitats.

Leur ensemencement par des mélanges, contenant généralement une grande proportion de graminées rapidement couvrantes, aurait pu gravement leur nuire.



Fig. 1 - Le lycopode en massue (*Lycopodium clavatum*) sur le talus de la route de Saint-Hubert à Champlon.

(photo J.SAINTENOY-SIMON)

3.1.3. En Hesbaye, dans la commune de Fernelmont, des inventaires de bord de routes et de chemins de campagne à fauchage tardif ont été dressés. Ces voiries se trouvent dans une région de grande culture et, dans son ensemble, la flore y est fort banale. Cependant quelques trouvailles remarquables ont été faites comme celle d'*Epilobium collinum*, plante très rare en Wallonie.

Une des routes inventoriées, bordée de petits talus a montré plus de 80 espèces commensales des cultures parmi lesquelles *Aethusa cynapium*, *Anagallis arvensis* subsp. *arvensis*, *Apera spica-venti*, *Aphanes arvensis*, *Coronopus squamatus*, *Euphorbia helioscopia*, *Fallopia convolvulus*, *Fumaria officinalis*, *Leucanthemum vulgare*, *Matricaria recutita*, *Myosotis arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Ranunculus sardous* (Fig. 2), *Thlaspi arvense*, *Viola arvensis*, etc... Certes il ne s'agit pas là de plantes rares, mais qu'en sera-t-il demain ? Rappelons-nous qu'*Agrostemma githago* et *Ranunculus arvensis* étaient très communes jadis dans nos champs et en ont quasi disparu aujourd'hui!

Le petit groupe qui s'occupe de suivre ce fauchage tardif se demandait s'il ne serait pas judicieux de semer des mélanges fleuris. Pour nous, la réponse est catégoriquement non.

Si on semait de tels mélanges, le résultat serait certainement bien plus attrayant et spectaculaire, mais on empêcherait la flore commensale locale, déjà si malmenée, de s'exprimer.



Fig. 2 - La renoncule sardonie (*Ranunculus sardous*), une plante en net recul, est encore présente sur les bords des routes de campagne (Hemptinne, Hesbaye).

(photo J.SAINTENOY-SIMON)

3.1.4. Les semis peuvent contenir des espèces susceptibles de jeter le trouble dans les esprits des floristes.

Depuis plusieurs années, nous observons de vastes populations de *Securigera varia* (= *Coronilla varia*) le long de la route de Villers-le-Bouillet à Tihange, dans la commune de Ampsin (Amay, province de Liège). C'est le talus ouest de la route qui est envahi par cette belle espèce (Fig. 3). Bien d'autres plantes ont colonisé ce site qui longe une ancienne carrière, apparemment «réhabilitée» et remblayée au moins partiellement par des déchets de construction. Les floraisons sont magnifiques et, dès le printemps, de nombreux insectes bourdonnent.

Deux relevés ont été réalisés à cet endroit le 1er juillet 1999 : le premier au niveau d'une population de coronille bigarrée (km 5,9), l'autre à quelques mètres de là, sur schiste. Leur analyse laisse perplexe :

- Deux espèces réellement intéressantes poussent sur schiste : une plante rarissime (*Silene noctiflora*) et une plante rare (*Petrorhagia prolifera*).
- Plusieurs plantes ont été introduites : *Medicago sativa*, aux fleurs de couleur bleu pâle, bleu foncé, violet noirâtre, blanc..., *Achillea millefolium* dont plusieurs individus aux fleurs rose vif..., *Festuca stricta* subsp. *trachyphylla* souvent semé pour fixer les éboulis des endroits particulièrement arides (talus routiers, talus des voies ferrées, carrières, pentes bouillantes des terrils...).



Fig. 3 - La coronille bigarrée (*Securigera varia*) sur le talus de la route de Villers-le-Bouillet à Ampsin

(photo J.SAINTENOY-SIMON)

- A la suite de notre expérience des ensemencements et à la lecture des listes dont nous disposons, nous pouvons supposer (mais sans certitude) que *Agrostis capillaris*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *Campanula rapunculus*, *Centaurea serotina*, *Daucus carota*, *Galium mollugo*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Plantago lanceolata*, *Silene latifolia* subsp. *alba* ont été semés.

- Un certain nombre de plantes sont sans doute spontanées - elles ne figurent pas en général dans les listes - : *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium fontanum*, *Geranium columbinum*, *Geranium dissectum*, *Myosotis arvensis*, *Odontites verna* subsp. *serotina*, *Poa nemoralis*, *Sedum album*, *Vulpia myuros*...

- Plusieurs plantes ont un statut problématique :

Artemisia absinthium.- L'armoise absinthe a été cultivée jadis pour ses vertus médicinales. A notre connaissance, elle ne figure pas dans les mélanges pour ensemencements. Il pourrait s'agir ici d'une naturalisation ou d'une extension d'aire, car la plante est assez fréquente dans les rochers de la vallée de la Meuse.

Securigera varia (= *Coronilla varia*).- La coronille bigarrée est une espèce présente en Europe méridionale et médiane et dans le sud-ouest de l'Asie. Elle est très rare chez nous, mais a déjà été signalée à plusieurs reprises dans la vallée de la Meuse (Anhée, Namur, Amay, Oupeye...), couloir migratoire important pour les espèces méridionales (VANDEN BERGHEM 1955), ainsi qu'en Gaume, le plus souvent dans des sites très perturbés. Mais, il se pourrait que la coronille bigarrée soit en voie d'extension vers le nord. Son apparition il y a une vingtaine d'années dans la région de Givet avait déjà fait penser à une progression de la plante (DUVIGNEAUD 1983). Comment savoir ?

Medicago falcata.- La luzerne en faux, d'un beau jaune, apparaît souvent dans des sites perturbés (par exemple le long de voies ferrées à Bruxelles). Il est vraisemblable que la plante a été semée ici. Elle se croise avec la luzerne cultivée, bleue, et donne un hybride de couleur verdâtre (*Medicago xvaria*) qui existe à Ampsin. Mais elle aussi pourrait connaître une extension d'aire.

Cet exemple démontre bien que le floriste finit par ne plus savoir à quelle plante se vouer et se trouve dans l'impossibilité de se faire une opinion quant à l'indigénat, la naturalisation ou l'introduction de certaines plantes.

3.2. Les tournières et jachères.

« La mise en jachère (gel ou retrait des terres agricoles) a été depuis 1987 l'objet d'un ensemble de règlements CEE. Il ne faut pas se dissimuler que l'objectif essentiel de ces mesures est d'obtenir une baisse de la production, moyen estimé préférable à la diminution autoritaire et brutale des quotas ou des quantums : la protection des milieux affectés par l'agriculture intensive ne peut être, au mieux, qu'une retombée de certaines de ces dispositions, du moins dans leur forme actuelle. » (BOURNÉRIAS 1993).

« Les agriculteurs qui ont mis des terres en jachère, ont l'obligation de les entretenir afin de les maintenir en bonnes conditions agronomiques. Il convient notamment d'éviter la prolifération des mauvaises herbes. Celles-ci doivent être détruites avant qu'elles n'atteignent le stade de la fructification et ce, quelque soit le couvert (semé ou naturel). Cette destruction peut être effectuée par fauchage, broyage ou tout autre moyen ad hoc étant entendu que le couvert doit persister. Ceci signifie qu'il est exclu que la destruction soit effectuée par le travail du sol, celui-ci ne peut en effet rester nu pendant la période de jachère. » (communiqué de presse du 15.07.2002, émis par le Ministre de l'Agriculture et de la Ruralité de la Région wallonne).

Or comme le disait J. LAMBINON (1989) : « La flore sauvage du bord des chemins, des talus des cultures... se réinstalle assez aisément de façon spontanée lorsque ces sites sont soustraits pendant quelques temps aux pesticides, engrais, tontes trop fréquentes... ainsi, même les plantes rares des moissons calcaires peuvent réapparaître naturellement après des dizaines d'années d'éclipse si l'on prend de telles mesures. C'est dans ce sens que doit aller la promotion des « espaces de nature sauvage » dans les zones urbaines comme en milieu rural, le long des routes, au bord des voies ferrées... »

En 1998, une étude des plantes commensales des moissons, des champs et des friches post-culturelles a été menée en Wallonie (SAINTENOY-SIMON et DUVIGNEAUD 1999). Elle concernait surtout la Calestienne, ce gradin calcaire situé entre la Famenne et l'Ardenne. De très nombreux relevés y ont été réalisés par les auteurs.

Ce travail a permis de faire diverses trouvailles intéressantes dans ces milieux.

Par exemple :

- à Lompret, en 1998, dans des tournières de champs d'épeautre : *Anagallis arvensis* subsp. *foemina*, *Anthemis arvensis*, *Bromus grossus*, *Bromus secalinus*, *Bunium bulbocastanum*, *Centaurea cyanus*, *Legousia speculum-veneris*, *Papaver lecoqii*, *Stachys annua*, *Valerianella dentata*, *Valerianella rimosa*...

- à Nismes (jachère après culture de maïs, sur sol nu, 1998) : *Althaea hirsuta*, *Anagallis arvensis* subsp. *foemina*, *Consolida regalis*, *Euphorbia platyphyllos*, *Kickxia spuria* (= *Linaria spuria*), *Stachys annua*....

- à Houyet, en 1998, dans un champ d'orge : *Bromus commutatus*, *Centaurea cyanus*, *Chrysanthemum segetum*, *Valerianella dentata*...

- à Petit-Doische, en 1998, dans une tournière : une population massive d'*Euphorbia platyphyllos*...

Verra-t-on ces belles jachères et tournières semées de phacélie (*Phacelia tanacetifolia*) et de trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*) et les « mauvaises herbes qui y prolifèrent » seront-elles détruites ? (6) (Fig. 4).

Ici aussi les ensemencements ont de quoi perturber les cartes de distribution. A cet égard, le cas du bleuet est très problématique (Fig. 5).



Fig. 4 - Verra-t-on la phacélie envahir les tournières ?

(photo J.SAINTENOY-SIMON)



Fig. 5 - Le bleuet (*Centaurea cyanus*), spontané ou semé ?

(photo J.SAINTENOY-SIMON)

Le bleuet, jadis très répandu, est en forte régression et même en voie de disparition (Hesbaye) (SAINTENOY-SIMON, 1985).

En 1998 (SAINTENOY-SIMON et DUVIGNEAUD 1999), on a pu constater que le bleuet était encore présent en Calestienne, mais plutôt disséminé.

Or, depuis un an ou deux, plusieurs personnes, dont nous-même, ont observé de vastes populations de *Centaurea cyanus* dans les champs et les jachères.

On peut se poser les questions suivantes :

1°) s'agit-il de semis faits au départ de semences contrôlées ? Ceci est facile à vérifier étant donné qu'un registre des fournitures de semences est tenu à jour.

2°) s'agit-il de semis faits à partir de semences de provenance inconnue ? Ceci est incontrôlable, sauf si l'on mène une enquête auprès de l'agriculteur, ce qui est difficilement praticable. La présence de *Trifolium incarnatum* ou de *Phacelia tanacetifolia*, facilement reconnaissables, laissera soupçonner un ensemencement.

3°) La plante fait-elle un retour en force ? A notre avis, la seule façon de savoir si les populations sont « naturelles » est de rechercher la présence de *Valerianella dentata*, petite plante absolument insignifiante et que personne n'aurait l'idée de cultiver (mais sait-on jamais ?).

On se rend compte de l'embarras dans lequel se trouve le floriste en face d'un beau champ couvert de bleuets ! Il pourrait dorénavant se poser des questions aussi en admirant des populations de *Papaver rhoeas* ou de *P. dubium*. De même la graminée *Trisetum flavescens*, incontestablement raréfiée, mais présente dans nombre de mélanges, pourrait connaître une extension artificielle.

Onobrychis viciifolia a également beaucoup de succès dans tous les mélanges. Or ici encore nous nous trouvons devant une plante au statut incertain, cultivée jadis comme plante fourragère et naturalisée. Mais elle pourrait connaître une extension naturelle de son aire de répartition. Comment faut-il interpréter sa présence massive à Torgny ?

On reste rêveur devant *Lychnis flos-cuculi*, *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*... proposés pour regarnir les bandes et tournières enherbées. Pourquoi semer ces plantes qui s'installent très bien naturellement et qui ont un intérêt écologique certain ?

3.3. Terrils

Les terrils sont devenus des îlots de vie sauvage dans certaines régions (LAMBINON 1989). Ce sont des écosystèmes à part entière (Fig. 6). Ils ont été très bien étudiés (GHIO 1974, 1975, 1978, GHIO ET HARMEGNIES 1977, 1979, HUGUES et al. 1988, PRIGNON et al. 1988, etc.). « Ils constituent un milieu d'investigation idéal pour les chercheurs (écologie, systématique...). Ils présentent un intérêt



Fig. 6 - Le terril Duquesnoy à Trivières, un milieu d'investigation idéal pour les chercheurs

(photo J.SAINTENOY-SIMON)

*tout particulier pour le généticien qui pourra y observer des phénomènes de microévolution par adaptation à un milieu très spécifique. On y observe même des espèces très électives telles que des champignons nommés pisolithes (*Pisolithus arhizus*), originaires des régions arides; ils ne croissent chez nous que sur terril. » (HUGUES et al. 1988)*

La plupart des terrils étant mobiles (reptation, éboulements), des ligneux ont été plantés (*Betula pendula*, *Alnus cordata*, *Robinia pseudoacacia*...) et des plantes fixatrices ont été introduites (*Festuca stricta* subsp. *trachyphylla*). Cependant des plantes stabilisatrices envahissent naturellement ces sites (*Rumex scutatus*- mais cette plante a peut être été « aidée » sur certains terrils -, *Clematis vitalba*, *Hieracium pilosella*...).

Divers terrils ont été largement ensemencés, de telle sorte que certains relevés phytosociologiques comportent presque autant de plantes introduites que de plantes spontanées. Deux relevés effectués en 2000, sur le terril du Sept à Hornu donnent ce qui suit (les plantes certainement introduites sont en grasses, mais d'autres auraient pu être semées) (SAINTENOY-SIMON et DUVIGNEAUD 2001) :

Relevé	1	2
Festuca stricta subsp. trachyphylla	2b	2
Daucus carota	3	3
Lotus corniculatus	.	1
Trifolium pratense	.	1
Hypericum perforatum	+	+
Echium vulgare	+	.
Sanguisorba minor	+	.
Medicago sativa	.	1
Melilotus albus	2a	1
Picris hieracioides	2a	2a
Plantago lanceolata	2a	2a
Cirsium arvense	+	+
Tussilago farfara	+	+
Plantago major	+	.
Arrhenatherum elatius	+	.
Poa compressa	+	.
Calamagrostis epigeios	+	.
Potentilla intermedia	+	.

Aux alentours des sites des relevés on a pu noter également d'autres introductions : *Anthyllis vulneraria*, *Dianthus carthusianorum*, *Galega officinalis*, *Onobrychis viciifolia*.. L'introduction de *Dianthus carthusianorum* est particulièrement regrettable car la plante n'existe pas dans la région et son aire de distribution est donc artificiellement étendue.

Des introductions anciennes viennent également perturber les cartes de distribution, comme celle de *Prunus mahaleb*, arbuste fort rare, d'un très grand intérêt floristique, phytosociologique et phytogéographique, dont l'aire, limitée principalement à la vallée de la Meuse et à la Calestienne, est ainsi anormalement agrandie.

3.4. Les sites calaminaires

Les sites calaminaires ne sont pas à l'abri des interventions.

Des plantes calaminaires (*Armeria maritima* subsp. *halleri*) en provenance de Plombières ont été introduites sur des sols contaminés par des métaux lourds, notamment aux Etats-Unis, en Pennsylvanie (LEMOINE 1996). Le gazon d'Olympe calaminaire a été semé également en Campine anversoise à Baelen, Wezel, près de l'entrée de l'usine de la vieille Montagne (VANNEROM 1997) et, pour des raisons scientifiques, aux Fonds de Forêt (LEFÈBVRE et DEMOULIN 1989).

Festuca ovina subsp. *guestfalica*, la fétuque calaminaire a été introduite volontairement dans le site des Fonds de Forêt à Prayon (LEFÈBVRE et DEMOULIN 1989).

Thlaspi caerulescens subsp. *calaminare*, pourrait avoir été introduit à Engis, versant nord de la vallée de la Meuse (PERRIN 1989) où des centaines de pieds ont été observés en 1993 (obs. DUVIGNEAUD et SAINTENOY-SIMON). La plante semble avoir fort régressé ces dernières années. Elle pourrait avoir été semée pour la phytoremédiation du site.

Etant donné l'importance de ces plantes calaminaires, ainsi que les questions que l'on se pose à propos de leur origine, de leur écologie et de la génétique de leurs populations, mieux vaudrait se garder de les introduire où que ce soit.

3.5. Les anciennes carrières

Les anciennes carrières sont naturellement recolonisées par la végétation. On y observe tous les stades : depuis les stades pionniers jusqu'à la forêt. Elles constituent de vivants laboratoires, d'un si grand intérêt que plusieurs d'entre elles sont devenues des réserves naturelles domaniales ou privées (carrière de la Solières, des Cinq Rocs, de Jamioulx, de Bouffioux, sablière du Larbois, etc.) (Fig. 7).

Il n'est absolument pas nécessaire de les reboiser ou de les ensemercer, même avec précaution, au risque de concurrencer une flore et une végétation très intéressantes et en voie de disparition comme celle des anciennes sablières (les pelouses rares et fragiles à *Aira praecox*, *A. caryophyllea*, *Filago minima*, *Jasione montana* ..., les fonds sableux humides à *Lycopodiella inundata*, les landes à *Lycopodium clavatum*...) ou des carrières de sable et d'argiles plastiques du Condroz (présence de différentes orchidées, de *Pyrola minor*...).

Les listes de plantes dont l'utilisation est préconisées dans les carrières est très critiquable. On y trouve des arbustes d'un grand intérêt phytogéographique comme *Cornus mas*, *Rhamnus cathartica*, *Viburnum lantana*, du « cortège du chêne pubescent », *Mespilus germanica*, qui forme sur les affleurements



Fig. 7 - La carrière de Solières, une magnifique carrière désaffectée, recolonisée naturellement par la végétation.

(photo J.SAINTENOY-SIMON)

schisteux ou gréseux des fourrés thermophiles peu courants (Heid des Gattes, tienne Pelé à Rouillon), *Prunus padus*, une des plantes caractéristiques de l'*Alno-Padion*, *Ulmus glabra*, typique des érablières de ravin etc. D'autre part, on peut se demander si l'introduction de *Cydonia oblongua*, *Juglans regia* ou *Pyrus communis* est vraiment indiquée. Quant à la liste des herbacées, elle propose, entre autres, *Centaurea cyanus* (encore lui !), *Chrysanthemum segetum*, *Onobrychis viciifolia* ... et diverses plantes prairiales dont le trèfle incarnat (*Trifolium incarnatum*). Ces introductions formeront une « imitation de la nature », peu crédible. Pourquoi ne pas laisser faire la vraie nature qui reconstitue naturellement en quelques années dans les anciennes carrières des milieux si remarquables que l'on est amené à les protéger.

3.6. Bord des eaux

La vallée de la Meuse a perdu de nombreuses espèces à la suite des aménagements subis par le lit, les berges, la plaine alluviale du fleuve (DUVIGNEAUD et SAINTENOY-SIMON 1994-1995, SAINTENOY-SIMON 1996).

Le lit a été dragué pour permettre le passage de péniches de fort tonnage; les berges ont été en grande partie murées, enrochées, gabionnées; des îles ont été supprimées, des hauts fonds ont disparu ou sont perpétuellement sous eau (le niveau de l'eau reste toujours constant, les effets de l'étiage sont gommés). Cependant, là où les berges sont restées relativement naturelles, l'érosion due aux crues, au batillage... est forte. Il se forme de petites anses, des criques... comme dans un fleuve naturel et de petits biotopes se créent. Cependant, il est impensable chez nous de laisser les berges s'éroder et, à divers endroits, elles ont été renforcées par des gabions disposés dans le lit du fleuve, à ras de l'eau ou par des fascines. Cette politique a eu des résultats favorables étant donné la réapparition récente et spontanée de quelques plantes aquatiques. Actuellement, avec de grandes précautions (les plantes proviennent de localités bien connues et, en général judicieusement choisies), des frayères sont réaménagées, des berges reconstituées (voir l'article de D. GALOUX, dans ce fascicule).

Des roseaux et des laïches ont été réimplantés de manière à reconstituer, comme faire se peut, les cariçaias et les roselières qui abondaient jadis en bord de Meuse, ce que prouvent d'anciennes cartes postales. C'est ainsi que le jonc des chaisiers, *Scirpus lacustris*, présent en masse, encore dans les années '80, sur les berges et les hauts fonds (BORLÉE 1988) et actuellement quasi disparu a été replanté à partir de populations connues provenant du bassin de la Meuse. Cette politique est compréhensible et défendable, mais des floristes pourraient penser à un retour de la plante. D'où la nécessité absolue de tenir les phytogéographes au courant de ces réintroductions.

D'autre part, lors de ces réaménagements, il faut prendre garde à ne pas contrecarrer l'implantation de *Senecio paludosus*, *Peucedanum carvifolia*, *Butomus umbellatus* dont quelques rares populations existent encore en Meuse belge et qui pourraient se propager vers l'aval ou nous revenir au départ de populations présentes dans la Meuse française.

3.7. Les voies ferrées

Les talus de voies ferrées peuvent se révéler particulièrement intéressants à tel point que leur destruction provoque de vives réactions {LAMBINON et al. 1990, à propos du gunitage (7) d'un tronçon de voie ferrée à Tilff}. C'est ainsi qu'une splendide station de *Saxifraga hypnoides* (une des deux localités connues de Wallonie) existe à Walzin, le long d'une voie encore utilisée, qu'une non moins magnifique population de *Potentilla rupestris* est accrochée dans la tranchée de la voie ferrée désaffectée de Jamblinne-Ciergnon (Villers-sur-Lesse) ainsi que plusieurs fougères rares (*Asplenium adiantum-nigrum*, *A. septentrionale*)... Dans ces cas

précis, la nature rocheuse des talus n'a heureusement pas nécessité de les fixer par des semis (seuls quelques ajoncs ont été plantés à Jamblinne, mais sans qu'ils se soient étendus heureusement) et ils peuvent pleinement remplir leur rôle de zones de liaison. Sur des pentes moins solides, des mélanges sont semés parmi lesquels figure souvent *Festuca stricta* subsp. *trachyphylla*, graminée particulièrement bien adaptée aux milieux arides et assez couvrante. Mais bien d'autres espèces sont prévues entre autres pour la verduration des talus du TGV.

Des kilomètres de bandes semées vont donc traverser le pays, alors qu'il y avait là une belle occasion de suivre la recolonisation naturelle, déjà bien amorcée par endroits (il suffit par exemple d'emprunter l'autoroute de Bruxelles-Liège, pour le constater).

4. Introductions sauvages incontrôlées par des personnes bien intentionnées.

A côté des introductions, des ensemencements plus ou moins « officiels », diverses actions sont menées par des personnes bien intentionnées, mais mal inspirées. Nous avons dénoncé à plusieurs reprises les méfaits des introductions dans les pièces d'eau (SAINTENOY-SIMON et DUVIGNEAUD 1994, 1998, SAINTENOY-SIMON 1996). Ce ne sont pas les seuls malheureusement.

La notion de « biodiversité » est très mal comprise et certaines personnes sont enclines à introduire des plantes qui leur paraissent intéressantes et dignes de pimenter un site y compris, ce qui est plus grave, dans les réserves naturelles.

Epinglons quelques cas particuliers :

Un cas fit scandale il y a une vingtaine d'années. *Pinguicula vulgaris* avait été trouvé dans les Hautes-Fagnes. C'était la première fois que cette plante était observée en Belgique et cette découverte était de grande importance. Alors que « le découvreur » communiquait sa trouvaille à la Société royale de Botanique de Belgique, un pharmacien leva le doigt pour signaler que c'était lui qui avait introduit la plante. Le scandale fut énorme et le fautif fut menacé d'être exclu de la docte Société, ce qui lui fut épargné de justesse, sans doute grâce à son honnêteté.

Pulsatilla vulgaris existait jadis à Torgny, puis en a disparu. Un doute subsiste toujours à propos de sa réapparition soudaine dans la réserve naturelle, après de nombreuses années d'éclipse (LEBRUN 1961, MAYNÉ 1962). Sa réapparition a-t-elle été naturelle où non ? Déjà, dans les années 1960, quatre touffes avaient été plantées en lisière de la réserve naturelle par un naturalistes de la région (M. GRANGE) et c'est de là que les plantes retrouvées auraient pu essaimer. Il y a une dizaine d'années cette fois, un autre naturaliste, mais qui nous parut plutôt farceur, s'attribua cette réintroduction. Comment savoir ? Faut-il exclure cette population des cartes de distribution ? Heureusement, le mal n'est pas très grand car les plantes proviendraient du site de la Ramonette, située en France, à un jet de pierre de la réserve naturelle, mais il ne faudrait pas que de telles initiatives soient prises sans discernement.

Arnica montana (et d'autres plantes « phare ») est parfois réintroduit en Ardenne par des « naturalistes » trop zélés qui estiment que la plante est un complément indispensable dans une réserve naturelle. Il arrive que l'on suggère de renforcer une population présente dans une réserve naturelle en « important » des plants d'*Arnica* de réserves naturelles voisines !

Plus de 80 plantes indigènes des zones humides, dont certaines protégées, sont proposées en jardinerie (Annexe 2). Elles sont fréquemment introduites (SAINTENOY-SIMON et DUVIGNEAUD 1998). Parmi les cas dont nous avons été témoins citons l'introduction de *Stratiotes aloides* dans l'Amblève, celle, massive, de *Nymphoides peltata* dans un étang à Leers-le-Meni et de diverses autres espèces un peu partout (*Calla palustris*, *Cladium mariscus*, *Eleocharis acicularis*, *Hippuris vulgaris*, *Menyanthes trifoliata*, *Ranunculus lingua*, *Scirpus lacustris*...) à tel point qu'il devient très difficile de séparer le bon grain de l'ivraie. Des pièces d'eau situées dans des réserves naturelles (Montagne-Saint-Pierre), dans des propriétés privées ou des mares d'intérêt « didactique » sont généralement garnies de toute une série de plantes introduites qui peuvent essaimer dans des sites voisins.

Notons que l'introduction de plantes peut avoir d'autres effets très pervers. M. LANNOY a ainsi observé des *Baldellia ranunculoides* dans une touffe de *Scirpus lacustris*. Cette espèce disparue de Wallonie (mais présente encore dans sa sous-espèce *repens* à l'étang transfrontalier de la Lobiette) pourrait donc être réintroduite fortuitement en divers endroits.

Des plantes sont prélevées dans des sites « riches » pour garnir des sites « pauvres ». Des joncs glauques ont ainsi été introduits en Hesbaye à partir de sites du Hainaut.

Des arbres et arbustes fournissant de nombreux petits fruits (sorbiers, aubépines...) sont parfois introduits dans ou en bordure de réserves naturelles pour le nourrissage des oiseaux ou des petits mammifères...

Des plantes sont prélevées dans la nature et introduites pour créer des jardins sauvages qui ne sont sauvages que de nom !

En forêt, des ronces sont plantées, des graminées semées (*Poa chaixii*, *Dactylis polygama*), et dans les coupe-feux, des pelouses à *Nardus stricta* sont transformés en gagnages à ray-grass, de petits champs sont créés qui abritent quantité d'espèces « indigènes » ou exotiques...

On peut dire que tout le monde fait n'importe quoi, n'importe où d'une façon totalement irresponsable et sans aucun contrôle.

5. Disparition des plantes protégées

D'autre part, pendant que l'on renforce, réintroduit des populations de plantes rares, des plantes protégées continuent de disparaître. C'est ainsi que :

1°) *Antennaria dioica* a disparu de Rouge Croix en Lesse et Lomme, probablement à la suite de la densification du tapis herbacé.

2°) *Huperzia selago*, récemment découvert par S. ROUXHET, dans une carrière des environs de Champlon, en Ardenne, en a disparu car un carrier, à cent lieues de se douter de la présence de la plante, y a repris des travaux.

3°) Une des deux stations connues de *Cynoglossum germanicum* dans la vallée du Bocq semble avoir disparu, mais personne ne s'en est jamais vraiment occupé et aucune mesure de gestion n'a été prise.

4°) *Calamintha ascendens*, plante présente en Belgique dans une seule station au site des Pôlis à Beaumont, a été fauché lors de l'entretien du petit sentier qui descend de la tour Salamandre à la Hantes et cela, en pleine période de floraison ! Cependant, des mesures de protection ont été prises concernant plusieurs espèces présentes sur ce site des Pôlis. Quelques pieds de cette rare espèce existent heureusement en contrebas du site où ils semblent moins menacés.

5°) Toujours à Beaumont, *Verbascum pulverulentum* a été fauché également. Quelques pieds subsistent et la plante s'est réfugiée dans un jardin privé, en contrebas du site, où existent plusieurs vigoureuses rosettes. Dans ce cas précis, il nous semble qu'une transplantation ou plus judicieusement des semis seraient justifiés; il suffirait de faire remonter la plante vers le haut du talus et évidemment de ne plus faucher à un mauvais moment.

6°) L'arrachage de *Festuca pallens* par les grimpeurs continue impunément aux rochers de Freyr (et d'ailleurs...) et cela malgré des mises en garde répétées.

Le principe selon lequel on ne fait pas d'omelette sans casser des œufs est à proscrire. Si, en général, les plantes herbacées forestières sont moins menacées que les autres, des abattages d'arbres peuvent faire beaucoup de dégâts. C'est ainsi que dans la vallée de la Masblette, on assiste depuis quelques années au recul généralisé de *Galium odoratum*, de *Melica uniflora*, à la disparition de *Hordelymus europaeus* et de *Atropa bella-donna*, toutes plantes exceptionnelles en Ardenne et vraisemblablement écrasées lors d'une coupe.

6. Conclusions

Nous n'avons fait qu'effleurer un problème très complexe.

Le but de cette note n'est pas de « démolir » systématiquement ce qui a été fait, parfois avec les meilleures intentions du monde (mais l'enfer n'en est-il pas pavé ?), mais de provoquer auprès des gestionnaires de sites, une réflexion approfondie sur les conséquences des introductions de plantes indigènes.

Dans un pays aussi peuplé que la Belgique, il devient de plus en plus difficile de savoir lors d'un recensement si une plante est réellement indigène ou si elle a été introduite. La cartographie devient un casse-tête et le botaniste devrait souvent se transformer en un Sherlock Holmes de la floristique et se livrer à une réelle enquête ce qui n'est pas toujours possible et constitue une énorme perte de temps alors qu'il y a tant et tant à faire. Paradoxalement, pour le moment, la situation est en général plus claire pour les plantes très rares qui ne sont pas encore introduites, mais il semble que leur réintroduction dans des réserves naturelles soit au programme de certains chercheurs. Pour les plantes relativement communes (mais le resteront-elles ?) proposées à la vente sous forme de semences ou de plants, les inventaires risquent bientôt de ne plus refléter une situation naturelle et la cartographie de ces espèces pourrait présenter des cartes faussées par des introductions. Paradoxalement, alors que des renforcements de populations, des réintroductions sont proposées par des scientifiques, on peut voir sous nos yeux disparaître, par négligence ou ignorance, des plantes très rares et protégées.

Notes

(1) La prospection du Grand-Duché de Luxembourg, du nord de la France et des régions limitrophes, prévue statutairement, est restée, jusqu'à ce jour, très limitée.

(2) Nous n'aborderons pas ici les introductions d'espèces exotiques. A ce sujet voir SAINTENOY-SIMON 2003.

(3) Récemment, la transplantation par les RNOB d'une population de *Filago vulgaris*, menacée par un zoning industriel, n'a pas soulevé d'opposition, à notre connaissance.

(4) Les plantes rares sont, en général, bien connues, mais en cas de renforcement de populations il y a risque de fausser les observations, quant à la « santé » d'un taxon. De même en cas de réintroduction ou de déménagement de populations menacées. Ces pratiques peuvent contrecarrer les efforts soutenus par les gestionnaires de réserves naturelles.

Les phytogéographes doivent être tenus au courant de ces manipulations qui ne devraient être entreprises qu'avec d'extrêmes précautions (BOUNÉRIAS et OLIVIER 1989).

(5) Des sachets de semences sont régulièrement distribués (par exemple des graines de bleuet offertes par un parti politique, le MR !), sans que cela provoque de levée de boucliers.

(6) Les mélanges pour jachère sont formés d'espèces très banales, mais on s'étonne d'y trouver, parmi les espèces autorisées, *Tagetes erecta*, originaire d'Amérique du Sud !

(7) Le gunitage consiste à projeter du béton sur une surface que l'on veut stabiliser.

Bibliographie

- BORLÉE, M.-C., 1988.- Evolution historique récente de la Meuse belge : interventions humaines et modifications de l'écosystème. Facultés universitaires Notre-Dame de la Paix. Faculté des Sciences. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Licencié en Sciences biologiques. 112 pp. + annexes.
- BOURNÉRIAS, M. et OLIVIER, L., 1989.- Déontologie et méthodologie applicables aux renforcements, réintroductions et introductions de flore dans le milieu naturel. *Plantes sauvages menacées*. Actes Brest, BRG : 379-385.
- BOURNÉRIAS, M., 1993.- Gel des terres agricoles et conservation de la nature. *Le Courrier de la Nature*, **140** : 16-20.
- DETHIOUX, M., 1989. - Aménagement écologique des cours d'eau. Espèces aquatiques des eaux courantes. Ministère de la Région Wallonne, Service Promotion et Communication, 72 pp.
- DETHIOUX, M., 1991.- Les cours d'eau de Wallonie : caractéristiques physiques et floristiques, principes et techniques de verduration. I.R.S.I.A., 141 pp.
- DUVIGNEAUD, J., 1983.- Notes floristiques sur la région de Givet (département des Ardennes, France). *Bull. Soc. Hist. natur. Ardennes*, **73** : 22-25.
- DUVIGNEAUD, J. et SAINTENOY-SIMON, J., 1994-1995.- L'intérêt floristique des sites de la Meuse dinantaise et namuroise. *Bull. Comm. r. Monuments, Sites et Fouilles*, **15** : 61-78.
- DUVIGNEAUD, J. et SAINTENOY-SIMON, J., 1999.- Une excursion à Ombret-Rausa (Amay, province de Liège). *Adoxa*, **23** : 29-32.
- FASSEAUX, W., 1999.- *Festuca stricta* subsp. *trachyphylla* à Falemprise (Cerfontaine, province de Namur). *Adoxa*, **23** : 25.
- GHIO, C., 1974.- Contribution à l'étude de la végétation sur les terrils de charbonnages (région du borinage). Travail de fin d'études. ULB, Faculté des Sciences.
- GHIO, C., 1975.- Observations sur la végétation des terrils de charbonnages dans la région du Borinage, *Naturalistes belges*, **56/10** : 350-425.
- GHIO, C., 1978.- Evaluation quantitative de la valeur écologique et esthétique des terrils de charbonnages. *Bull. Soc. r. Bot. Belg.*, **111/2** : 175-183.
- GHIO, C. et HARMEGNIES, H., 1977.- *Salsola kali* L. subsp. *ruthenica* (LJIN) SOO dans le Borinage. *Natura mosana*, **30/1** : 43.
- GHIO, C. et HARMEGNIES, H., 1979.- Observations floristiques et écologiques sur les terrils de charbonnage dans le Borinage. *Dumortiera*, **11** : 4-7.
- HENDOUX, F., 2004.- Quelle politique pour la réintroduction des espèces végétales sauvages au CRP/CBNBL ? Voir dans ce fascicule.
- HUGUES, R., NEF, J.-L., PIÉRART, P. et PRIGNON, J.-C., 1988.- Le terril Saint-Antoine. Centre d'Ecologie appliquée du Hainaut, 58 pp.
- LAMBINON, J., 1989.- Une excursion botanique estivale à Liège. La diversité de la flore dans un milieu urbain et son évolution en un demi-siècle. *Natura mosana*, **42/1** : 1-14.
- LAMBINON, J., 1989.- De la perversion de l'esprit de la conservation de la nature : réflexions à propos de deux initiatives malheureuses de la Région wallonne. *Natura mosana*, **42/3** : 85-89.
- LAMBINON, J., 1989.- Protéger la nature ou la jardiner ? *Le Soir, Carte Blanche*, 16 juin 1989.

- LAMBINON, J., JEUNIAUX, C. et BELLIÈRE, J., 1990.- Une nouvelle menace pour les sites scientifiques et la qualité des paysages en Région Wallonne : la S.N.C.B. va-t-elle détruire des milieux remarquables et enlaidir nos plus belles vallées. *Natura mosana*, **43/3** : 61-69.
- LEBRUN, J., 1961.- L'anémone pulsatile fleurit toujours sur la côte de Torgny. *Parcs nationaux*, **16/4** : 163-167.
- LEFÈBVRE, C. et DEMOULIN, A., 1989.- Essai d'introduction d'écotypes métal-tolérants d'*Armeria maritima* (MILL.) WILLD. et de *Festuca ophioliticola* KERGUÉLEN dans un site pollué par les métaux lourds à Prayon. *Bull. Soc. r. Bot. Belg.*, **122**, Notes brèves : 125-126.
- LEMOINE, G., 1996.- Belles fleurs pour sols pollués, la flore calaminaire. *La Garance voyageuse*, **34** : 5-9.
- MAYNÉ, R., 1962.- L'anémone pulsatile à Torgny. *Parcs nationaux*, **17** : 34-35.
- MELIN, E., 1984.- Notes floristiques sur la commune d'Amay (province de Liège, Belgique). *Natura mosana*, **37/4** : 116-120.
- Ministère de l'Environnement. Direction de la Nature et des Paysages. Sous direction de la Chasse, de la Faune et de la Flore sauvages, 12 Juin 1996. Cahier des charges générales pour les conservatoires botaniques nationaux. 25 pp.
- PARENT, G.H., 1975.- Le transfert indispensable d'une station de *Diphysium tristachyum* (PURSCH) ROTHM. en Lorraine belge. *Parcs nationaux*, **30** : 4-10.
- PEETERS, A. et JANSSENS, F., 1999.- Talus et prés fleuris : mode d'emploi. Un guide pour l'aménagement écologique des espaces verts. Ministère de la Région wallonne. DGRNE, DNF, Direction de la Nature. Brochure n° 17., 35 pp.
- PERRIN, D., 1989.- Etude de la végétation d'un site industriel en relation avec la pollution atmosphérique : surveillance des retombées métalliques actuelles à Engis (province de Liège). FUSAGx. Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme d'Ingénieur agronome, section défense des végétaux. 90 pp.
- PRIGNON, J.-C., CAUFRIEZ, E. et PIÉART, P., 1988.- Le terribil Héribus. Centre d'écologie appliquée du Hainaut, 65 pp.
- SAINTENOY-SIMON, J., 1985.- La cartographie floristique en Belgique. Qu'est-ce que l'I.F.B.L. ? *Naturalistes belges*, **66/2** : 55-64.
- SAINTENOY-SIMON, J., 1996.- Les introductions dans les pièces d'eau : un réel problème. *Adoxa*, **10** : 16-18.
- SAINTENOY-SIMON, J., 1996.- Les zones humides d'intérêt biologique de la Région wallonne. Ministère de la Région wallonne. Division de la Nature et des Forêts. Direction de la Conservation de la Nature et des Espaces verts, 46 pp.
- SAINTENOY-SIMON, J., 1996.- Trouvailles floristiques récentes en Wallonie, dans le Grand-Duché de Luxembourg et dans le nord de la France. *Adoxa*, **13/14** : 1-52.
- SAINTENOY-SIMON, J., 2003.- Les plantes exotiques naturalisées et les espèces invasives de Wallonie. Parcs et Réserves d'Ardenne et Gaume, **58/1** : 23-39.
- SAINTENOY-SIMON, J., 2004.- Liste Rouge des espèces végétales de Wallonie. En cours de publication par la Région wallonne.
- SAINTENOY-SIMON, J. et DUVIGNEAUD, J., 1994.- A propos des espèces introduites dans les étangs. *Adoxa*, **3** : 11-13.

- SAINTENOY-SIMON, J. et DUVIGNEAUD, J., 1998.- Les plantes aquatiques ou palustres introduites. L'étang de vieux-Barse dans la vallée du Hoyoux. *Adoxa*, **20-21** : 35-40.
- SAINTENOY-SIMON, J. et DUVIGNEAUD, J., 1999.- Flore des moissons, des champs et des jachères postculturales en Wallonie. Bruxelles, Amicale européenne de Floristique, Ardenne et Gaume et Naturalistes belges, Actes du Colloque sur la Faune et la Flore des moissons, cultures et friches, tenu le 17 octobre 1998 : 21-46.
- SAINTENOY-SIMON, J. et DUVIGNEAUD, J., 2001.- Excursion à Hornu et Colfontaine, le 9 septembre 2000. *Adoxa*, **32** : 29-32.
- VANDEN BERGHEM, C., 1955. - Etude sur les irradiations de plantes méridionales dans la vallée de la Meuse wallonne. *Bull. Soc. roy. Bot. Belg.*, **87** : 29-55.
- VANNEROM, H., 1997.- *Armeria maritima* WILLD. subsp. *halleri* (WALLR.) ROTHM., à Wezel (commune de Balen) en Campine anversoise. *Adoxa*, **15-16** : 4.
- VAN ROMPAEY, E. et DELVOSALLE, L., 1979.- Atlas de la Flore belge et luxembourgeoise, Ptéridophytes et Spermatophytes, 2^e édition revue par L. Delvosalle (et coll). Meise, Jardin botanique national de Belgique, 1542 cartes.

Annexe 1. Liste des espèces qui peuvent être introduites. Synthèse d'après :

- Listes des espèces susceptibles d'être semées ou repiquées sur les talus et dans les prés fleuris (d'après PEETERS et JANSSENS, 1999, DGRNE. Brochure technique n° 7).
- Liste des espèces végétales retenues dans le cadre du programme de production de semences de plantes sauvages indigènes d'après le site (www.mrw.wallonie.be/dgrne/dnf/dnev/consnat/ecotype.htm)
- Ensemencement des jachères et terres gelées (documents transmis par le Laboratoire d'écologie des prairies, le 05.09.2003).
- Liste des espèces proposées pour bandes ou tournières enherbées et diversification de semis en prairie temporaire (Moniteur belge 31.03.1999)
- Liste des plantes que l'on peut introduire dans les carrières (Région wallonne, DGRNE, novembre 2002)

Graminées

<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Briza media</i>	<i>Lolium multiflorum</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Lolium perenne</i>
<i>Agrostis canina</i>	<i>Festuca arundinacea</i>	<i>Phleum pratense</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Festuca pratensis</i>	<i>Poa pratensis</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Poa trivialis</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Lolium hybridum</i>	<i>Trisetum flavescens</i>

Autres

<i>Achillea millefolium</i>	<i>Aquilegia vulgaris</i>	<i>Centaurea jacea</i>
<i>Achillea parvifolia</i>	<i>Brassica juncea</i>	<i>Centaurea thuillieri</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Brassica nigra</i>	<i>Chrysanthemum segetum</i>
<i>Ajuga reptans</i>	<i>Brassica oleracea</i>	<i>Cichorium intybus</i>
<i>Agrostemma githago</i>	<i>Caltha palustris</i>	<i>Crepis biennis</i>
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	<i>Campanula rapunculoides</i>	<i>Clinopodium vulgare</i>
<i>Alisma plantago aquatica</i>	<i>Campanula rapunculus</i>	<i>Colchicum autumnale</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Campanula rotundifolia</i>	<i>Daucus carota</i>
<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Dipsacus fullonum</i>
<i>Anthyllis vulneraria</i>	<i>Centaurea cyanus</i>	<i>Echium vulgare</i>

<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Melilotus alba</i>	<i>Scabiosa columbaria</i>
<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Melilotus officinalis</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Mentha aquatica</i>	<i>Sedum acre</i>
<i>Galium mollugo</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	<i>Silene dioica</i>
<i>Galium verum</i>	<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	<i>Silene latifolia subsp. alba</i>
<i>Helianthemum</i>	<i>Onobrychis viciifolia</i>	<i>Sinapis alba</i>
<i>nummularium</i>	<i>Origanum vulgare</i>	<i>Solidago virgaurea</i>
<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Papaver dubium</i>	<i>Succisa pratensis</i>
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Symphytum asperum</i>
<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Phacelia tanacetifolia</i>	<i>Symphytum officinale</i>
<i>Hypochoeris radicata</i>	<i>Pimpinella saxifraga</i>	<i>Symphytum xupplandicum</i>
<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Tanacetum officinale</i>
<i>Knautia arvensis</i>	<i>Polygonum bistorta</i>	<i>Tagetes erecta</i>
<i>Leontodon autumnalis</i>	<i>Primula elatior</i>	<i>Tragopogon pratensis</i>
<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Primula veris</i>	<i>Trifolium alexandrinum</i>
<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>Trifolium hybridum</i>
<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Ranunculus acris</i>	<i>Trifolium incarnatum</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Raphanus sativus</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Lotus pedunculatus</i>	<i>Reseda lutea</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	<i>Reseda luteola</i>	<i>Trifolium resupinatum</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>	<i>Rhinanthus minor</i>	<i>Verbascum nigrum</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Rumex acetosa</i>	<i>Verbascum thapsus</i>
<i>Malva moschata</i>	<i>Salvia pratensis</i>	<i>Valeriana repens</i>
<i>Malva sylvestris</i>	<i>Sanguisorba minor</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Medicago lupulina</i>	<i>Saponaria officinalis</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Medicago sativa</i>	<i>Saxifraga granulata</i>	<i>Vicia sativa</i>

Ligneux

<i>Acer campestre</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Prunus spinosa</i>
<i>Acer platanoides</i>	<i>Frangula alnus</i>	<i>Pyrus communis</i>
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Fraxinus excelsor</i>	<i>Quercus petraea</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Quercus robur</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Juglans regia</i>	<i>Rhamnus cathartica</i>
<i>Betula pubescens</i>	<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Ribes nigrum</i>
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Lonicera periclymenum</i>	<i>Ribes rubrum</i>
<i>Castanea sativa</i>	<i>Malus sylvestris</i>	<i>Ribes uva-crispa</i>
<i>Cornus mas</i>	<i>Mespilus germanica</i>	<i>Rosa arvensis</i>
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Rosa canina</i>
<i>Corylus avellana</i>	<i>Populus canescens</i>	<i>Rubus idaeus</i>
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Salix alba</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Prunus avium</i>	<i>Salix viminalis</i>
<i>Cydonia oblonga</i>	<i>Prunus cerasifera</i>	<i>Viburnum opulus</i>
<i>Cytisus scoparius</i>	<i>Prunus insititia</i>	
<i>Evonymus europaeus</i>	<i>Prunus padus</i>	

Annexe 2. Plantes indigènes des zones humides que l'on peut trouver dans le commerce.

(* plantes protégées) (Saintenoy-Simon et Duvigneaud 1998)

<i>Achillea ptarmica</i>	<i>Hippuris vulgaris</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>Acorus calamus</i>	<i>Hottonia palustris</i>	<i>Polygonum amphibium</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Hydrocharis morsus-ranae*</i>	<i>Polygonum bistorta</i>
<i>Berula erecta</i>	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	<i>Potamogeton crispus</i>
<i>Butomus umbellatus*</i>	<i>Hypericum elodes*</i>	<i>Potamogeton lucens</i>
<i>Calla palustris*</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Potamogeton natans</i>
<i>Callitriche palustris*</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Ranunculus aquatilis</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Juncus inflexus</i>	<i>Ranunculus flammula</i>
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Lemma trisulca</i>	<i>Ranunculus lingua*</i>
<i>Carex pendula</i>	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	<i>Rumex hydrolapathum</i>
<i>Carex pseudocyperus</i>	<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Sagittaria sagittifolia*</i>
<i>Carex riparia</i>	<i>Lysimachia nummularia</i>	<i>Scirpus lacustris*</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	<i>Scirpus tabernaemontani*</i>
<i>Ceratophyllum submersum</i>	<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Solanum dulcamara</i>
<i>Comarum paluste</i>	<i>Mentha aquatica</i>	<i>Sparganium emersum</i>
<i>Dactylorhiza incarnata*</i>	<i>Menyanthes trifoliata*</i>	<i>Sparganium erectum</i>
<i>Dactylorhiza praetermissa*</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	<i>Stachys palustris</i>
<i>Eleocharis acicularis*</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Stratiotes aloides</i>
<i>Eleocharis palustris</i>	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Symphytum officinale</i>
<i>Epipactis palustris*</i>	<i>Nasturtium officinale</i>	<i>Thelypteris palustris*</i>
<i>Equisetum hyemale*</i>	<i>Nuphar lutea*</i>	<i>Tussilago farfara</i>
<i>Equisetum palustre</i>	<i>Nymphoides peltata</i>	<i>Typha angustifolia</i>
<i>Eriophorum latifolium*</i>	<i>Oenanthe aquatica</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Eriophorum polystachyon</i>	<i>Oenanthe fistulosa</i>	<i>Utricularia vulgaris*</i>
<i>Eriophorum vaginatum*</i>	<i>Osmunda regalis*</i>	<i>Valeriana repens</i>
<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Parnassia palustris*</i>	<i>Veronica beccabunga</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Petasites hybridus</i>	etc.
<i>Glyceria maxima</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	

*

* *

Le programme « Ecotype » : récolte et production de semences de plantes sauvages d'origine contrôlée pour la restauration de sites

Pascal COLOMB Responsable de projets

David BECKER Responsable technique

Alain PEETERS Responsable du Laboratoire d'Ecologie des Prairies (UCL)*

LE CONTEXTE ET LES PRINCIPES DU PROGRAMME

L'Année européenne de la conservation de la nature qui s'est tenue en 1995, a été l'occasion d'attirer l'attention du public en général sur la nécessité de protéger la nature en dehors des réserves naturelles. De nombreux projets ont vu le jour dans ce cadre en Région wallonne.

C'est dans ce contexte et dans le cadre de la mise en place des mesures agri-environnementales – et plus particulièrement les mesures qui touchent le semis de mélanges diversifiés, comprenant quelques pourcentages de dicotylées – que le Laboratoire d'Ecologie des Prairies de l'Université catholique de Louvain (UCL) a pris l'initiative de développer un programme de récoltes et de mise en collection d'écotypes de plantes sauvages caractéristiques des milieux prairiaux. Cette initiative a reçu le soutien du Ministère de la Région wallonne (DGRNE – DNF – Direction des Espaces Verts et de la Conservation de la Nature) et s'est développée en partenariat avec le Département de Botanique de l'Université de Liège (ULg) et le Centre Marie-Victorin.

Une première liste d'espèces végétales indigènes pour lesquelles des renforcements de population sont envisageables a été définie dans le cadre des jachères et des mesures agri-environnementales par le Conseil supérieur wallon de la Conservation de la Nature. Elle a ensuite été complétée par d'autres espèces essentiellement prairiales et à large répartition géographique sur la base de l'expertise du Professeur Jacques LAMBINON de l'ULg. Les critères de sélection des espèces pour l'établissement de cette liste furent les suivants : espèces à large amplitude écologique ou adaptées à un milieu bien représenté, à large distribution géographique, non envahissantes, attractives d'un point de vue entomologique ou esthétique (annexe I).

* Génestroit, 1 - Louvain-la-Neuve - Tél . : 010/47.37.70 – Fax : 010/88.09.62

Le programme se base sur les principes éthiques de la conservation de la nature. Ses modalités de mise en œuvre ont été établies en étroite collaboration avec l'administration de la Région wallonne (DGRNE, DNF), le Conseil supérieur de la Conservation de la Nature et plusieurs professeurs d'université dont le Professeur Jacques LAMBINON de l'ULg. Il ne consiste pas en une introduction ou en une ré-introduction d'espèces, mais en un renforcement de populations, à l'échelle régionale, d'espèces indigènes à large répartition géographique. Il se voulait au départ une alternative à la vente de mélanges dits de « prairie fleurie » commercialisés par diverses sociétés de semences peu soucieuses de la conservation de la biodiversité. Ces mélanges commerciaux comprennent en effet des espèces exotiques dont certaines sont potentiellement invasives, ou des espèces indigènes, mais il s'agit alors de variétés horticoles ou d'écotypes provenant de régions lointaines, d'Europe centrale et orientale notamment. Ces mélanges présentent donc un réel danger pour la biodiversité génétique et spécifique de nos espèces indigènes.

Dans la majorité des situations, les milieux ouverts wallons sont devenus tellement artificialisés qu'il n'y a plus de possibilité de recolonisation naturelle de sites potentiellement favorable à des couverts végétaux diversifiés. La pluie de graines ou la banque de graines de la majorité des espèces sont devenues en effet extrêmement faibles et ne suffisent plus à reconstituer tout le cortège floristique caractéristique des communautés de prairies extensives. Les relevés de végétation réalisés sur les talus autoroutiers de Wallonie par exemple, par le Professeur Martin TANGHE et ses collaborateurs de l'Université libre de Bruxelles (ULB), illustrent cette situation. Le semis de couverts diversifiés comprenant un nombre limité d'espèces clés constitue dès lors un petit « coup de pouce » à la nature en formant un milieu accueillant pour d'autres espèces végétales éventuelles, et en constituant surtout une base pour les pyramides alimentaires et notamment une source de nourriture pour de nombreuses espèces d'insectes, d'autres arthropodes et d'oiseaux. Cet effet n'est pas obtenu avec des semis de ray-grass anglais (*Lolium perenne*) ou d'autres graminées agressives. Peu d'espèces peuvent en effet s'implanter dans ces couverts, si ce n'est d'autres plantes agressives comme le fromental (*Arrhenatherum elatius*), le chiendent (*Elymus repens*), le rumex (*Rumex obtusifolius*) et l'ortie (*Urtica dioica*) notamment. Ces trois dernières espèces nitrophiles se développent surtout lorsque le mélange semé contient du trèfle blanc (*Trifolium repens*) qui fixe de l'azote atmosphérique et enrichit donc le milieu. Or, cette incorporation de trèfle dans les mélanges est courante.

Ces renforcements de population doivent répondre à un certain nombre de principes. Ils doivent être réalisés :

- sur des sites favorables aux espèces envisagées (exemple : sols suffisamment pauvres en phosphore disponible),
- sur des sites où les causes de la disparition de ces espèces n'existent plus (exemple : remplacement d'une exploitation agricole intensive

- par un fauchage tardif ou occasionnel sur un talus autoroutier ou ferroviaire),
- avec des écotypes locaux d'espèces indigènes uniquement, à l'exception éventuelle des espèces messicoles « banales » comme le coquelicot (*Papaver rhoeas*) ou le bleuet (*Centaurea cyanus*) dont les graines ont toujours été transportées sur de grandes distances avec les grains de céréale,
 - avec des espèces peu compétitives de façon à permettre une colonisation éventuelle par d'autres espèces (exemple : les graminées des mélanges ne comprennent pas de ray-grass anglais (*Lolium perenne*) ou des légumineuses très compétitives telles que le trèfle blanc (*Trifolium repens*) ; les graminées de base des mélanges comprennent par contre la fétuque rouge (*Festuca rubra*) et l'agrostis commun (*Agrostis capillaris*) qui sont beaucoup moins agressives),
 - de façon telle que la population semée puisse se maintenir à long terme et même coloniser des sites voisins (exemple : l'apport de semence doit être suffisamment important au départ et basé sur une population à base génétique large),
 - avec des espèces à large répartition géographique et à large amplitude écologique,
 - avec des populations proches d'un point de vue géographique,
 - avec des espèces communes ne faisant pas l'objet d'une protection légale,
 - sans que les prélèvements réalisés dans la nature pour obtenir les individus constituant la base de la multiplication de semences ne mettent en péril les populations spontanées,
 - avec une action concomitante d'information et de sensibilisation du public.

De plus, pour certaines espèces présentant une variabilité morphologique, des études ont été menées pour distinguer les écotypes à large amplitude écologique des écotypes à exigences écologiques particulières. Seuls les premiers ont été intégrés dans le programme de multiplication. Ces études ont été menées par le professeur LAMBINON de l'ULg en ce qui concerne la grande marguerite (*Leucanthemum vulgare*), la centaurée jacée (*Centaurea thuillieri*), le poirier sauvage (*Pyrus pyrastrer*) et le pommier sauvage (*Malus sylvestris*). Cette dernière essence fait actuellement l'objet d'une étude plus fine dirigée par le Centre de la Nature, des Forêts et du Bois (Dr Dominique JACQUES) en collaboration avec le Département de lutte biologique et des ressources phytogénétiques (Dr Marc LATEUR) du Centre de Recherches agronomique de Gembloux (CRAGx).

Il faut noter également que les espèces de prairies extensives ont été transportées depuis des siècles sur de longues distances (de l'ordre de la dizaine de kilomètres) par le transport du foin ou par les animaux eux-mêmes, ce qui a assuré une certaine homogénéisation génétique à l'échelle régionale.

DES COLLECTIONS AUX PREMIERES CULTURES

Des individus d'environ 60 espèces de plantes herbacées ont été récoltés dans les trois principaux districts phytogéographiques wallons : picardo-brabançon, mosan et ardennais (figure 1). Dans chacun de ces districts, trois populations représentées par une trentaine d'individus ont été échantillonnées pour chaque espèce envisagée, dans des sites éloignés les uns des autres. Ces plantes ont été placées dans une collection où elles sont cultivées côte à côte. Des transferts de gènes sont donc possibles entre les individus appartenant à des populations différentes d'une même espèce ce qui assure une base génétique large à leur descendance. Les graines ainsi produites sont récoltées et multipliées sur de plus grandes surfaces.

Au départ, le programme prévoyait de maintenir ces collections dans leur district respectif, mais il s'est vite révélé nécessaire de regrouper toutes les plantes sur un seul site tant les besoins de désherbage étaient importants. Le choix s'est porté sur les terrains du Centre Alphonse de Marbaix, à Louvain-la-Neuve, propriété de l'UCL. Le laboratoire assure depuis l'entretien de toutes les collections y compris le remplacement de populations qui disparaissent pour différentes raisons.

Outre la mise en collection des écotypes, la convention entre le laboratoire et la Région wallonne, qui dura quatre années, prévoyait également de tester la mise en culture à grande échelle de quelques espèces « clés » choisies en fonction des demandes du public et des aménagistes d'espaces verts. Une première série de quatre cultures fut testée chez un horticulteur-maraîcher alors que d'autres cultures « tests » étaient établies et suivies sur les terrains de l'UCL.

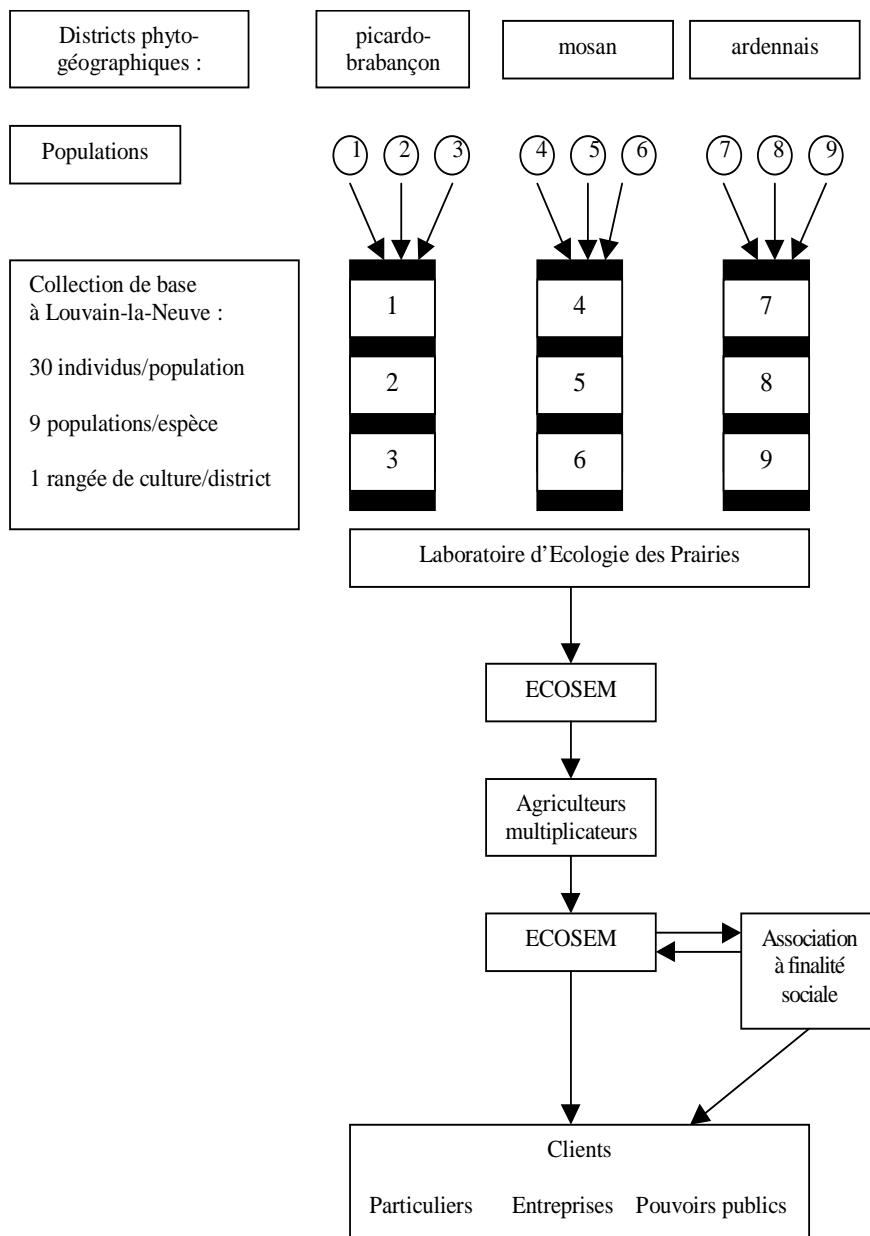
Les résultats obtenus étaient très encourageants et la demande pour des mélanges diversifiés par un public de plus en plus large a cru rapidement.

Le mécanisme de production étant lancé, il fallait encore mettre sur pied une structure commerciale indépendante pour en assurer le développement. C'est ainsi que fut créée la société « ECOSEM sprl » en mai 2001.

UNE SEMENCE CERTIFIEE

ECOSEM achète au laboratoire les semences produites dans les collections de base et conclut des contrats avec des agriculteurs locaux pour leur multiplication à plus grande échelle. Ainsi, en 2002, ce ne sont pas moins de 4 ha de cultures de fleurs sauvages qui étaient réparties chez trois agriculteurs wallons.

Figure 1. Structure de la mise en collection, de la multiplication et de la commercialisation d'écotypes herbacés.



La société assure aujourd'hui le suivi de l'ensemble des étapes, du semis à la récolte et s'occupe également du séchage, du triage fin des semences récoltées et du conditionnement des différents lots. De cette manière, et afin de pouvoir distinguer les semences de « fleurs sauvages » d'origine contrôlée et produites en Wallonie des autres lots provenant du commerce mondial, ECOSEM sprl a créé la gamme « Semences & Plantes du Terroir ». Le laboratoire certifie que ces semences sont d'origine locale.

PRESENTATION DE LA SOCIÉTÉ

La recherche et le développement de nouvelles cultures sont aujourd'hui assurés par la société ECOSEM. De nouvelles espèces ont été récoltées comme des plantes semi-aquatiques ou des plantes à bulbes qui viendront bientôt compléter la gamme proposée.

Des mélanges particuliers sont mis au point pour les jardins, les espaces verts, les tournières, les carrières désaffectées, les talus routiers ou bien encore pour favoriser la lutte biologique dans les vergers.

Outre la commercialisation proprement dite de semences et de plants, la société offre également un service d'expertises et de suivis pour des institutions publiques et privées dans le cadre de réaménagements écologiques à l'aide de mélanges diversifiés (végétalisation de talus de TGV et de carrières abandonnées, création d'espaces verts dans les zonings industriels par exemple).

La société a naturellement un impératif de rentabilité, mais elle se contraint également à commercialiser la gamme « Semences & Plantes du Terroir » dans une zone géographique limitée à la Belgique et aux régions voisines. Ainsi, dans le Nord de la France, où la demande est importante, des collaborations ont été établies avec des semenciers du Nord Pas-de-Calais, mais la commercialisation reste limitée à cette région.

Si le but poursuivi est d'aider la conservation de la nature, ECOSEM sprl tente également de joindre un volet social à son programme. Depuis quelques années, des plantes sauvages cultivées en pots sont produites par une association à finalité sociale qui a engagé une personne qui émargeait au CPAS. Cette personne assure, avec beaucoup d'enthousiasme et de rigueur, la multiplication des plantes en pots et la vente de ces plantes permet d'assurer son emploi au sein de l'asbl.

UNE NOUVELLE DEMANDE

Fort de son expérience avec les plantes herbacées, le Laboratoire d'Ecologie des Prairies a été aussi sollicité par le Ministère de la Région wallonne (DGRNE – DNF - Direction des Espaces verts), pour mettre en place, en collaboration avec le Comptoir forestier et le CRAGx, une collection d'arbustes à petits fruits

d'origine indigène. Ce programme est toujours en plein développement et concerne une quinzaine d'espèces (annexe II).

Quelques-unes de ces essences sont déjà multipliées par la société ECOSEM et ont rejoint la gamme « Semences & Plantes du Terroir ». C'est notamment le cas de plants du rosier des chiens (*Rosa canina*) qui ont été fournis à la Région wallonne dans le cadre des projets de plantations de la Semaine de l'Arbre.

QUEL AVENIR ?

Bien qu'il ne dispose plus de soutien financier pour ce programme, le Laboratoire d'Ecologie des Prairies assure le maintien des collections et le développement de celles-ci. Les espèces ne sont donc plus exclusivement des espèces prairiales, mais comprennent aussi des espèces messicoles, des plantes hygrophiles et des essences ligneuses à petits fruits. Cela se fait bien entendu dans le respect des principes définis au départ pour les espèces herbacées prairiales.

Les objectifs annoncés dans le projet de convention « Ecotypes » ont donc bien été atteints. Cependant, l'entretien des collections nécessite une énergie importante, d'autant que le nombre de plantes à maintenir dans les collections atteint un niveau important ; pas moins de 9.000 plantes y sont référencées. On peut dès lors s'interroger sur le devenir de ces collections à plus ou moins long terme. Développer en Wallonie une structure « technique » de conservation officiellement reconnue, à l'instar des Conservatoires botaniques régionaux français, semble aujourd'hui une ligne directrice à suivre. Cette structure devrait d'ailleurs travailler en étroite collaboration avec le Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois de la Région Wallonne et le Jardin National à Meise pour la conservation *ex situ* et à plus long terme de diaspores des espèces menacées. Un Conservatoire botanique wallon permettrait aussi d'entreprendre d'autres actions comme des opérations ponctuelles de conservation d'espèces végétales rares et menacées d'extinction.

ANNEXE I. Liste des espèces herbacées faisant l'objet d'une multiplication :

A grande échelle :

- | | |
|----------------------------------|------------------------------------|
| 1. <i>Achillea millefolium</i> * | 9. <i>Lychnis flos-cuculi</i> * |
| 2. <i>Centaurea cyanus</i> | 10. <i>Malva moschata</i> * |
| 3. <i>Centaurea thuyllieri</i> * | 11. <i>Origanum vulgare</i> * |
| 4. <i>Chrysanthemum segetum</i> | 12. <i>Papaver rhoeas</i> |
| 5. <i>Hypericum perforatum</i> * | 13. <i>Prunella vulgaris</i> * |
| 6. <i>Hypochoeris radicata</i> * | 14. <i>Ranunculus acris</i> * |
| 7. <i>Knautia arvensis</i> * | 15. <i>Silene latifolia alba</i> * |
| 8. <i>Leucanthemum vulgare</i> * | 16. <i>Tragopogon pratensis</i> |

Occasionnelle, en petite quantité :

1. *Achillea ptarmica**
2. *Agrimonia eupatoria**
3. *Agrostemma githago*
4. *Ajuga reptans*
5. *Angelica sylvestris**
6. *Anthriscus sylvestris*
7. *Aquilegia vulgaris*
8. *Arctium lappa*
9. *Caltha palustris*
10. *Campanula rapunculoides**
11. *Campanula rapunculus*
12. *Campanula rotundifolia**
13. *Cardamine pratensis**
14. *Centaurea scabiosa**
15. *Clinopodium vulgare**
16. *Crepis biennis*
17. *Daucus carota*
18. *Digitalis purpurea*
19. *Dipsacus fullonum*
20. *Echium vulgare*
21. *Eupatorium cannabinum**
22. *Filipendula ulmaria*
23. *Galium mollugo**
24. *Galium verum**
25. *Geranium pratense**
26. *Geranium pyrenaicum**
27. *Geranium sylvaticum*
28. *Hieracium murorum**
29. *Iris pseudoacorus*
30. *Leontodon autumnalis**
31. *Leontodon hispidus**
32. *Linaria vulgaris**
33. *Lotus corniculatus**
34. *Lythrum salicaria*
35. *Mentha aquatica*
36. *Pimpinella saxifraga**
37. *Polygonum bistorta**
38. *Primula elatior*
39. *Primula veris*
40. *Pulicaria disenterica*
41. *Reseda lutea*
42. *Reseda luteola*
43. *Sanguisorba minor**
44. *Saponaria officinalis**
45. *Saxifraga granulata**
46. *Sedum acre*
47. *Sedum album*
48. *Sedum rupestre*
49. *Sedum telephium*
50. *Senecio jacobaea*
51. *Silene dioica*
52. *Silene vulgaris**
53. *Stachys officinalis**
54. *Stachys palustris*
55. *Succisa pratensis**
56. *Symphitum officinale**
57. *Tanacetum vulgare**
58. *Teucrium scorodonia**
59. *Valeriana repens**
60. *Verbascum nigrum*
61. *Verbascum thapsus*
62. *Veronica chamaedrys**

* : espèce présente dans la collection de base

ANNEXE II. Liste des essences ligneuses faisant l'objet d'une mise en collection.

1. *Cornus mas*
2. *Cornus sanguinea*
3. *Euonymus europaeus*
4. *Ligustrum vulgare*
5. *Lonicera periclymenum*
6. *Lonicera xylosteum*
7. *Malus sylvestris*
8. *Mespilus germanica*
9. *Pyrus pyraeaster*
10. *Ribes rubrum*
11. *Ribes uva-crispa*
12. *Rosa arvensis*
13. *Rosa canina*
14. *Rubus idaeus*
15. *Sambucus racemosa*
16. *Viburnum lantana*
17. *Viburnum opulus*

*

* *

La restauration des hauts fonds et des herbiers aquatiques en Meuse

par D.GALOUX, Chef du Cantonnement de Namur¹

En 1991, la Division de la Nature et des Forêts achetait l'île de Dave.

Depuis plusieurs années, les protecteurs de la Nature plaidaient pour que soient reconstitués des herbiers aquatiques sur des hauts fonds dans la passe non navigable de la Meuse.

Au début du XX^{ème} siècle, il y avait un vaste herbier à cet endroit. Celui-ci disparut suite aux travaux d'approfondissement du fleuve.

L'éventualité d'une reconstitution partielle de cet herbier par le biais de la réintroduction de certaines espèces aquatiques et semi-aquatiques a posé le problème de l'approvisionnement en matériel de reproduction.

En automne 1992, une expérience de ce type avait été réalisée à Anhée sur une banquette située dans un méandre de la Meuse. Sous les auspices du Fonds piscicole, une biologiste A. POCHET, future coordinatrice du Contrat de Rivière Haute Meuse, la sprl Aquatic Design et le Service forestier local s'étaient efforcés de mener à bien une première réalisation.

Les résultats immédiats (recul de la végétation en direction de la terre ferme, disparition de certaines espèces) furent d'abord plutôt décevants.

Les causes de l'échec trouvaient leur origine dans l'utilisation de plants de petite dimension, trop peu racinés, leur destruction par les canards semi-domestiques, avides de verdure et une forte crue hivernale qui emporta une certaine quantité de plants, insuffisamment ancrés.

Toutefois, certaines espèces reprirent lentement le dessus durant les années qui suivirent et actuellement elles sont bien implantées.

¹D. GALOUX, Division Nature et Forêts, rue Nanon 98, B-5000 Namur

Cette expérience engendra un certain nombre de critiques de la part des scientifiques et plus particulièrement des botanistes, en raison de la provenance des plants utilisés (Europe centrale). Ces derniers attirèrent l'attention sur la nécessité d'utiliser des plants d'origine belge et plus précisément mosane.

Une espèce comme le roseau, que l'on trouve aussi bien à l'Equateur que dans le grand Nord, a une aire de répartition très vaste en Europe et même dans le monde.

Le vecteur premier de la dispersion des espèces aquatiques (semences, fragments de tige et de rhizome) est la rivière, le vecteur secondaire étant les oiseaux d'eau. Au sein d'une même espèce, il semble exister une diversification génécologique² bien affirmée entre les populations propres aux bassins fluviaux. Les échanges géniques ont lieu à l'intérieur des bassins et sont pratiquement inexistantes entre bassins. A l'intérieur de chaque bassin, des variations régulières et clinales³ ont lieu selon l'altitude depuis la source jusqu'à l'embouchure avec la mer.

Il en résulte que des introductions sauvages pourraient engendrer à moyen terme des croisements avec des populations locales, créant de nouveaux génotypes morphologiquement et physiologiquement différents (seuil de température, d'activité biologique, longueur de période de végétation et dimension d'organes).

Pour la Wallonie, en ce qui concerne les réintroductions, il paraît logique de distinguer les trois bassins principaux : Escaut, Meuse et Rhin et d'éviter les transferts entre ceux-ci.

Une enquête menée auprès du monde des pépiniéristes nous apprend que les plantes aquatiques comme les autres plantes horticoles font l'objet d'un vaste commerce international (les principaux pays producteurs étant la France, l'Allemagne, la Hollande, la Hongrie).

Il est apparu qu'il n'était pas possible raisonnablement, de pouvoir compter sur un pépiniériste belge ou wallon pour produire des plants d'origine mosane car nous ne pouvions lui garantir un débouché en quantité et en prix pour une période donnée.

² génécologie : étude des interactions entre le milieu et la biocénose, d'une part et la population de l'espèce, d'autre part.

³ clinal : variation génotypique graduelle, continue de la population à l'échelle régionale ou locale.

Nous arrivâmes à la conclusion qu'il fallait envisager la production de plants mosans, sur un terrain domanial approprié bordant la Meuse à Marche-les-Dames.

En été 1994, nous fîmes nos premières expériences de bouturage de phragmite et de glycérie aquatique. Il s'agissait d'essais d'orientation (bouturage à l'étouffée).

Au départ notre expérience en la matière se limitait à faire germer des graines forestières et à pratiquer le bouturage de saules et de peupliers. Peu à peu, nous avons découvert les exigences des plantes aquatiques et semi-aquatiques.

Parallèlement, les sites de récolte de graines, de tiges, de rhizomes furent recherchés dans la vallée de la Meuse et ses affluents (noues et berges du fleuve).

Nous nous livrons actuellement à la multiplication végétative de quatre espèces en utilisant leur tige. Il s'agit de la glycérie aquatique, du phragmite commun, de la baldingère et de la renouée amphibie.

Pendant les mois de juillet et août, les tiges de roseau sont maintenues sous eau. Au bout d'une quinzaine de jours d'immersion, des racines et une petite pousse feuillée apparaissent au niveau des nœuds. Il reste alors à séparer et à repiquer les boutures dans des pots de 10 cm de diamètre remplis de terre humide.

Les boutures sont plongées dans une solution contenant un fongicide, ce qui permet de réduire les pertes inhérentes à ce mode de multiplication .

L'année suivante, ces sujets sont repiqués dans des pots de plus grande dimension (15cm de diamètre) de manière à permettre le développement d'une masse racinaire et d'une tige aérienne importantes, indispensables pour les installer sur les bords des rivières à fort débit.

Un second mode de multiplication, très classique, utilisé est la division de souches en début de saison de végétation et au repiquage dans des pots de grande dimension (ce mode a été utilisé pour la laïche aiguë, la massette à larges feuilles, le scirpe sylvatique, l'iris jaune, l'acore, le jonc des chaisiers, le jonc fleuri).

Un troisième mode consiste, au printemps, à maintenir immergés des morceaux de rhizome pendant 2-3 semaines, période après laquelle apparaissent des petites pousses feuillées et de jeunes racines. Il reste alors à séparer le tronçon de rhizome régénéré et à le repiquer.

Cette méthode donne d'excellents résultats pour le jonc fleuri, le jonc des chaisiers, le nénuphar jaune, l'acore.

Le quatrième mode est le semis de graines en serre dans des terrines maintenues constamment humectées. Celui-ci se fait début avril. Courant juillet les jongs des chaisiers atteignent 40 cm de haut, les jeunes iris 20 cm. Les plantules sont repiquées une première fois et une seconde fois l'année suivante.

Il est possible de cette manière d'obtenir de grandes quantités de plants de massettes à larges feuilles, de jonc des chaisiers et d'iris jaune.

La conservation des graines se fait en chambre froide dans un substrat humide pour les graines lourdes comme celles de l'iris et du jonc des chaisiers.

Les graines légères comme celles de la massette sont conservées au sec.

L'éducation de plants de grande dimension s'étale ainsi sur deux années.

Le Contrat de rivière Haute Meuse signé le 24 juin 1996 comprenait parmi ces nombreux objectifs le rehaussement de la fonction biologique du fleuve par des plantations de plantes aquatiques sur des hauts fonds existants et sur des hauts fonds à créer.

Dans ce cadre, une cartographie des tronçons de hauts fonds existants entre Hastière et Namur fut réalisée en 1998 par les Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix.

Après avoir revégétalisé en 1995, 1996 les hauts fonds le long de la berge située en face de l'île de Dave, l'équipe s'est attelée en 1998 à replanter des hauts fonds à Namèche, Lustin (fig. 1) et à Yvoir.

Une collaboration entre les Cantonnements de Namur et de Dinant et le Ministère de l'Équipement et du Transport s'est instaurée.

Le Cantonnement de Dinant a réalisé les plantations en 2002 au niveau de la noue du Colébi et en 2003 au lieu-dit plage d'Hastière.



Fig. 1. Plantation de phragmites communs sur haut fond remodelé à Lustin (1998)

Le principal obstacle à la réimplantation massive d'hélophytes en Meuse est l'absence de hauts fonds. Certains ont dû être réaménagés complètement (à Dave et au Colébi) ou lorsqu'ils existaient, être remodelés (à Lustin) de manière à obtenir une profondeur allant de 5 à 20 cm à l'étiage, condition sine qua non pour réussir la réinitialisation de populations d'hélophytes.

La réussite de telles entreprises nécessite de surmonter certains obstacles propres aux eaux courantes et eaux navigables (l'action des vagues produites par la navigation qui scient les jeunes plants, la prédation des plants par les cygnes, les canards et les rats musqués, la profondeur d'eau trop importante, l'inhospitalité de certains substrats, trop caillouteux). Certaines plantations ont dû être regarnies après des échecs partiels.

On constate notamment, au bout de 7-8 ans, que certaines espèces, comme l'acore, la glycérie dont l'enracinement est traçant, résistent mal aux crues, contrairement au phragmite, à l'iris et au jonc des chaisiers qui s'ancrent parfaitement. Sur des hauts fonds non replantés, on observe l'apparition spontanée de myriophylle en épi par endroits ainsi que des sujets d'iris jaune.

En d'autres termes, cela signifie qu'il semble bien que ce soit la disparition des zones de faible profondeur qui soit la raison principale de la raréfaction en Meuse des herbiers aquatiques.

*

* *

La phytoremédiation : Panacée pour l'environnement ou menace pour la biodiversité ?

par Caroline DECHAMPS & Pierre MEERTS
*Laboratoire de Génétique et Ecologie végétales**
Université libre de Bruxelles

1. Contexte

Partout dans le monde, les activités humaines ont répandu dans le sol, l'eau et l'atmosphère les polluants les plus divers : composés organiques, métaux lourds, éléments radioactifs, etc. A ces atteintes chimiques à l'environnement, s'ajoutent les perturbations physiques du milieu consécutives à l'exploitation minière, aux grands travaux d'infrastructure, à l'urbanisation, etc. L'ingénierie environnementale s'est développée au cours des dernières décennies suite à une prise de conscience de la nécessité de remédier à ces pollutions et ces perturbations. Elle a d'abord développé des méthodes de « remédiation » physico-chimiques. Le coût de ces dernières et leurs effets secondaires sur l'environnement rendent leur application à large échelle problématique. Depuis quelques années, des recherches intensives visent à la mise au point de méthodes alternatives, faisant appel à des organismes vivants. Ainsi, la phytoremédiation, biotechnologie basée sur les propriétés extraordinaires de certaines plantes, peut offrir une alternative séduisante. Néanmoins, l'utilisation à grande échelle de cette technologie « verte » présente certains inconvénients.

Après une brève présentation de quelques techniques physico-chimiques, nous nous intéresserons plus en détails à la phytoremédiation, en mettant en évidence ses avantages et ses inconvénients. Nous terminerons en envisageant les risques que pourrait présenter la phytoremédiation pour la conservation de la biodiversité.

2. Remédiation des pollutions et des perturbations : l'ingénierie environnementale

Au cours des dernières décennies, une prise de conscience accrue en matière environnementale a conduit les gouvernements à légiférer en matière d'assainissement des sites pollués. En Belgique, la première intervention du législateur en la matière remonte à 1967. La loi promulguée à l'époque avait pour

* chaussée de Wavre 1850, B-1160 Bruxelles

objectif la ré-affectation des sites charbonniers. Depuis, d'autres lois¹ ont été adoptées : une première en 1978 sur la rénovation des sites pollués, qui défendait uniquement un point de vue esthétique, et une seconde en 1995, sur l'assainissement, répondant en partie aux faiblesses de la première. L'Exécutif régional wallon a également défini un axe d'action portant sur une cinquantaine de sites, visant à améliorer le cadre de vie des habitants et à rendre possibles de nouvelles activités économiques.

La prise de conscience des années 70 a suscité le développement de nouvelles technologies visant à l'assainissement et à la réhabilitation des zones polluées. L'ingénierie environnementale a d'abord mis au point des méthodes basées sur des processus physico-chimiques, pour ensuite se tourner dans les années 90, vers des technologies plus respectueuses de l'environnement, « les biotechnologies ». Ces dernières font appel à des végétaux ou à des microorganismes. Celles qui font appel à des plantes sont désignées par le nom générique de « phytoremédiation ». Ces techniques, encore en phase de développement, présentent par rapport aux méthodes physico-chimiques plusieurs avantages qui seront discutés dans la suite de cet article.

1. Les méthodes physico-chimiques

Les techniques classiques de décontamination sont encore largement utilisées et regroupent un ensemble de méthodes qu'on appelle physico-chimiques. Ces méthodes peuvent s'appliquer *in situ* ou *ex situ*. Les méthodes de remédiation *in situ* sont généralement un peu moins coûteuses que celles pratiquées *ex situ* et ont l'avantage de pouvoir traiter de plus grands volumes de sol sur des sites encore en activité. La dépollution pratiquée hors site est quant à elle plus contrôlée et donc plus efficace, mais ne convient qu'aux pollutions superficielles (BIELDERS & VANCLOOSTER, 2001).

L'étape préliminaire à un traitement *ex situ* est l'**excavation des sols** et leur transport vers un centre de traitement spécialisé dans la décontamination. Ces opérations, simples en apparence, présentent des difficultés de réalisation non négligeables. En particulier, il faut prendre garde à ce que l'excavation, le transport et le stockage des matériaux ne contribuent pas à la dispersion des polluants. Par exemple, au contact de l'air, l'oxydation des sulfures en sulfates peut entraîner une mise en solution massive des éléments métalliques (les sulfures de métaux sont insolubles) (LECOMTE, 1995).

Voici quelques-uns des traitements les plus couramment utilisés dans la décontamination des sols (DESTREBATS *et al.*, 1994 ; LECOMTE, 1995) :

¹- Loi de 1978 sur la rénovation traite de « la nécessité de remise en valeur du milieu de vie »
- Loi de 1995 sur l'assainissement vise à « la suppression des causes empêchant la réutilisation d'un site ou constituant une nuisance en ce qui concerne la bonne intégration de ce site à l'environnement bâti ou non bâti ». Etablissement de listes guides de normes d'intervention et de décontamination. (Anonyme, 2002).

- **L'extraction électrique** des métaux lourds est une des méthodes classiques les plus utilisées. Elle peut être appliquée *in situ*, mais également sur des terres excavées. Elle est basée sur l'application d'un courant continu dans le sol, provoquant la migration des ions positifs vers la cathode par l'intermédiaire de la solution aqueuse du sol. Traversant les membranes semi-perméables des électrodes, les ions seront extraits du sol et transportés par l'intermédiaire d'une solution vers un dispositif de purification où les composés récupérés sont concentrés, et la solution transporteuse recyclée.
- **Les méthodes de mobilisation**, réalisées *in situ* ou *ex situ* consistent à mettre en solution les métaux lourds par des solutions acides (HCl, HNO₃, H₂SO₄) injectées dans le sol. Par l'intermédiaire de drains, la solution acide chargée en métaux est récupérée par pompage. Une deuxième étape consiste à dépolluer l'effluent liquide chargé en métaux. Cette opération est réalisée en neutralisant la solution d'extraction acide à différents pH de manière à précipiter principalement les hydroxydes de fer. Ces hydroxydes pour lesquels les métaux ont une forte affinité, servent alors de support privilégié de complexation (CHIQUET *et al.*, 2003).
- **Les méthodes d'immobilisation** par réactions de réduction s'appliquent particulièrement bien au chrome : en effet, les deux états stables d'oxydation du chrome naturellement présents dans le milieu sont Cr³⁺ et Cr⁶⁺. Le premier est peu mobile et non toxique, et le second, par contre, est mobile et très toxique. On comprend donc l'avantage de réduire le Cr⁶⁺ en sa forme inerte Cr³⁺. L'apport de chaux est également envisagé pour réduire le pH et donc diminuer la disponibilité d'éléments métalliques tels que le cadmium (BIELDERS & VANCLOOSTER, 2001).
- **L'incinération *ex situ*** des sols chargés en métaux lourds peut se réaliser grâce à des adaptations spécifiques et complexes des systèmes d'incinération. Les éléments volatilisables, tels Zn, Cd ou Pb par exemple, sont entraînés avec les gaz, oxydés et concentrés séparément pour être revendus aux raffineurs. Les métaux non volatils, tels l'aluminium ou le fer, restent dans le sol traité.

Si les techniques décrites ci-dessus ont l'avantage d'être relativement rapides et efficaces, leur coût et leur impact négatif sur l'environnement n'en demeurent pas moins très élevés ! En effet, ces méthodes entraînent dans la plupart des cas une destruction des communautés vivantes du sol. Ces méthodes ne relèvent donc pas réellement d'une démarche de développement durable.

2. La phytoremédiation

La phytoremédiation consiste en l'utilisation de certains végétaux pour le traitement de sols, boues, sédiments, effluents liquides voire gazeux. Elle repose sur la capacité qu'ont certaines plantes de bloquer, extraire, accumuler, transformer ou détruire certains polluants. La phytoremédiation cible aussi bien les polluants organiques qu'inorganiques comme les métaux lourds ou les radioéléments.

Aujourd'hui, plus de 800 espèces végétales susceptibles d'être actives par rapport à différents composés chimiques ont été référencées dans deux bases de données canadiennes (Phytorem© et Phytopet©). Les technologies de phytoremédiation sont en phase de développement depuis une dizaine d'années. La phase d'application à grande échelle, avec des enjeux commerciaux importants, a démarré principalement aux Etats-Unis et au Canada (ANONYME, 2001).

La **phytostabilisation** (figures 1 et 2) vise à immobiliser les polluants dans le sol. Elle utilise le système racinaire pour réduire la mobilité des polluants dans l'environnement par adsorption des contaminants et stabilisation des sols. L'établissement d'une couverture végétale dense et continue limite ainsi la dispersion des polluants par érosion ou percolation. Ce tapis végétal contribue, en outre, à améliorer le caractère esthétique de sites souvent défigurés par l'activité humaine : c'est ce qu'on appelle la **reverdurisation ou la revégétalisation**. C'est une des méthodes de phytoremédiation les plus éprouvées. Les sites visés sont principalement les anciennes mines ou décharges, friches industrielles, talus autoroutiers, carrières et zones marécageuses alimentées par des eaux usées ou encore par des eaux d'exhaure. A titre d'exemple, citons les terrils du site de Rousseau-Langrange (France, Région Nord-Pas-de-Calais) qui ont été stabilisés avec succès par la plantation de plusieurs essences ligneuses (bouleau, saule, robinier, chêne, etc.) (ROUSSEL, 2003).

Dans le cas d'un sol contaminé par les métaux lourds, on préconisera l'utilisation de plantes combinant plusieurs propriétés. D'une part, les bonnes espèces candidates doivent présenter une tolérance élevée vis-à-vis du métal présent dans le sol. D'autre part, il est préférable qu'elles n'accumulent pas les métaux dans les organes aériens, ce qui évite leur transfert dans les chaînes trophiques. La phytostabilisation de ce type de site permettra donc une diminution des voies d'exposition et de dispersion des poussières métalliques, en limitant l'érosion éolienne, le transfert dans les eaux, etc. En 1982, LEFÈVRE & CHANDLER-MORTIMER (1984) ont semé des graines d'*Armeria maritima*, originaires d'un site calaminaire européen, sur un site métallurgique de Pennsylvanie (PALMERTON, USA). Quelques mois plus tard, *Armeria maritima* y formait un tapis végétal dense et étendu, démontrant l'excellent potentiel de reverdurisation de cette espèce tolérante aux métaux lourds. Un semis de graminées fourragères (dont *Festuca rubra*, cv *Merlin*) a été réalisé sur des déchets d'une ancienne mine de plomb et de zinc à Eyam (Derbyshire, UK) (BRADSHAW & CHADWICK, 1980). Les teneurs en métaux dans les parties aériennes étaient suffisamment basses pour permettre un pâturage intermittent de la zone reverdurisée.

Dans les sites trop pollués pour que des végétaux puissent s'installer, on peut réaliser au préalable un apport d'amendements organiques et minéraux bien choisis. Ceux-ci changent la forme chimique des contaminants dans les sols en diminuant leur disponibilité et donc leur toxicité. Il s'agit des **techniques d'inactivation**, pratiquées *in situ*. Des plantes peuvent ensuite être installées.

Les amendements calciques sont bien connus pour réduire la biodisponibilité des métaux. Une réalisation remarquable est celle du site de Lommel-Maatheide (Campine, Belgique), fortement pollué par une usine de traitement des minerais de Zn-Pb-Cd. VANGRONSVELD *et al.* (1996) y ont appliqué un mélange de compost et de béringite, aluminosilicate modifié capable d'immobiliser efficacement les métaux lourds par adsorption. Ils ont ensuite semé un mélange de deux graminées vivaces, *Festuca rubra* et *Agrostis capillaris* (génotypes tolérants aux métaux lourds). Un tapis végétal dense s'est rapidement développé. Une forte diminution de la phytotoxicité du sol a été vérifiée quinze mois après le traitement. Elle s'est confirmée par l'installation spontanée d'un grand nombre d'espèces non tolérantes aux métaux.

La **rhizofiltration** est l'utilisation de plantes capables d'absorber et de concentrer des contaminants dans leurs racines, en vue de dépolluer des milieux aqueux. La récolte des racines se réalise lorsque celles-ci sont saturées en polluants. Les substances traitées sont les métaux lourds, radionucléides et composés chimiques organiques. Le procédé est efficace et les déchets secondaires produits sont peu abondants et faciles à éliminer par incinération. Si les polluants sont des métaux lourds, les cendres peuvent ensuite être valorisées par purification et recyclage des métaux. Un cas exemplaire de dépollution par rhizofiltration est celui de la décontamination, par le tournesol (*Helianthus annuus*) des eaux de Tchernobyl (Ukraine), polluées par le césium et le strontium radioactifs (WILKE, 1997 ; Anonyme, 1998).

En France et aux Etats-Unis, la rhizofiltration, souvent couplée à la phytostabilisation est couramment utilisée pour le traitement des eaux usées et des eaux de mines. Le principe consiste à développer en aval de ces zones des étendues marécageuses plantées d'espèces adéquates, au travers desquelles coulent les effluents. Lors de la traversée du marécage, les métaux lourds, présents en grande quantité dans les effluents sont immobilisés par certains végétaux (phytostabilisation) et accumulés par d'autres (rhizofiltration) (LECOMTE, 1995).

La **phytotransformation** désigne l'absorption des contaminants présents dans le sol et les eaux souterraines et leur décomposition biochimique dans les plantes. Cette technologie vise notamment le trinitrotoluène (TNT) et les pesticides de type organochloré (DDT) et organophosphoré (parathion) (SALT *et al.*, 1998 ; Schnoor, 1998). Quand les polluants ou leurs produits de dégradation sont volatilisés dans l'atmosphère par l'évapotranspiration des plantes, on parle de **phytovolatilisation**. Cette technique s'applique surtout aux éléments volatils comme le mercure, le sélénium et aux solvants chlorés (CUNNINGHAM & OW, 1996 ; SALT *et al.*, 1998). *Astragalus racemosus* est une plante hyperaccumulatrice de sélénium. Elle absorbe massivement cet élément et le transforme en un gaz, le séléniure de diméthyle (LEWIS *et al.*, 1974). Un autre exemple est celui des peupliers capables de volatiliser du trichloréthylène (solvant chloré, détachant et décapant à usage industriel) (KASSEL *et al.*, 2002). Les polluants une fois volatilisés se dispersent dans l'atmosphère à

des concentrations ne représentant plus un danger pour l'Homme. Cette technologie verte a récemment eu recours au génie génétique pour manipuler les voies métaboliques de plantes à forte évapotranspiration. Le tulipier (*Liriodendron tulipifera*) a ainsi été transformé avec des gènes d'une bactérie résistante au mercure (RUGH *et al.*, 1998) et pourrait donc être utilisé pour volatiliser cet élément.

Les racines des plantes stimulent l'activité de la microflore du sol, par la production d'exsudats riches en sucres, acides aminés, etc. L'utilisation de plantes pour activer la dégradation microbienne des polluants dans le sol est appelée **phytostimulation**. Des herbicides organiques comme l'alachlore et l'atrazine ont été dégradés par phytostimulation dans des sols où des plantations de peupliers ont été établies (SCHNOOR, 1998). Des plantations de haies le long des cours d'eau réduisent très fortement les flux de nitrate et d'herbicides des terres agricoles vers les eaux de surfaces. Les arbres jouent à la fois un rôle de fixateur par absorption et adsorption des polluants (nitrate, herbicides), et de stimulateur de la décomposition des composés carbonés (herbicides) dans le sol. Dans cette perspective, la Région wallonne octroie des subventions agri-environnementale aux agriculteurs s'engageant à maintenir et restaurer les haies ou alignement d'arbres bordant leurs exploitations. Cette mesure vise d'une part à améliorer le réseau écologique, mais également à créer une zone tampon, visant à limiter les flux de nitrates et de pesticides.

La **phytoextraction** (Figure 3) consiste à extraire les métaux du sol à l'aide de plantes accumulatrices. Les plantes sont cultivées sur le sol à dépolluer. Les parties aériennes, riches en métaux lourds, sont récoltées et incinérées. Les cendres peuvent être mises en décharge ou recyclées. Le procédé est répété jusqu'à l'abaissement significatif du niveau de pollution du sol.

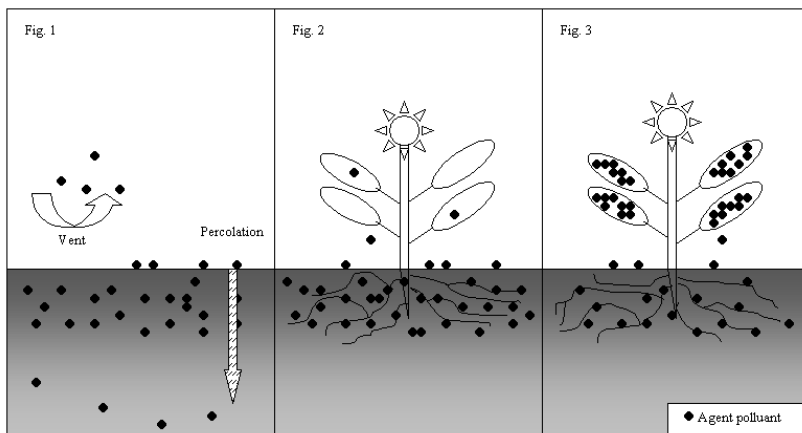


Fig. 1. Site sans phytoremédiation Fig. 2. Phytostabilisation Fig. 3. Phytoextraction

Pour les métaux présentant un intérêt économique, tels que le nickel, le thallium et les métaux précieux, les cendres peuvent être purifiées et les métaux recyclés en « biominerai ». C'est ce que l'on appelle le « phytomining », qui dépasse aujourd'hui le concept de phytoremédiation pour devenir une fin en soi (ANDERSON *et al.*, 1998).

La phytoextraction s'est développée grâce à la découverte des plantes **hyperaccumulatrices de métaux lourds**. BAUMANN (1885 cité dans SALT *et al.*, 1998), un botaniste allemand, fut l'un des premiers à noter les concentrations en zinc très élevées présentes dans les feuilles du Tabouret des bois (*Thlaspi caerulescens* (figure 4)) : 1,7 % de zinc par gramme de poids sec dans les feuilles. La capacité d'hyperaccumulation a été identifiée pour 7 métaux lourds (arsenic, cadmium, cobalt, cuivre, manganèse, nickel, plomb et zinc). Les seuils de concentration en métal dans les parties aériennes qui définissent les hyperaccumulateurs ont été fixés aux valeurs suivantes (BAKER *et al.*, 2000).

mg de métaux / kg de matière sèche foliaire	Zn	Mn	Ni	Cu	Co	Pb	Cd
10 000	x	x					
1 000			x	x	x	x	
100							x



Fig. 4. Tabouret des bois (*Thlaspi caerulescens*)

(Photo : C. Dechamps)

On connaît actuellement environ 400 espèces (0,2% des angiospermes) qui hyperaccumulent un ou plusieurs métaux lourds (BAKER *et al.*, 2000). En Europe, la famille des Crucifères comporte un nombre important d'hyperaccumulatrices, notamment dans les genres *Thlaspi* (Zn, Cd, Ni, Pb) et *Alyssum* (Ni).

L'efficacité de la phytoextraction peut être évaluée sur base de la quantité de métal susceptible d'être extraite par hectare et par an. Pour la calculer, il suffit de multiplier la production annuelle de matière sèche par la teneur moyenne en métal dans cette matière sèche. Prenons un exemple. En culture sur un sol modérément pollué en Zn et Cd, et moyennant l'application de fertilisants, *Thlaspi caerulescens* atteint une production de 1 t de matière sèche par hectare (certains auteurs donnent des valeurs allant jusqu'à 5 t par hectare, qui nous paraissent surestimées). Pour une teneur en métaux de l'ordre de 10.000 mg kg⁻¹ pour Zn et 500 mg kg⁻¹ pour Cd, on peut calculer que l'exportation annuelle de métal vaudrait 10 kg/ha de Zn et 0,5 kg/ha de Cd (ZHAO *et al.*, 2003).

Malheureusement, la plupart des plantes hyperaccumulatrices identifiées à ce jour présentent un certain nombre d'inconvénients qui rendent leur utilisation en phytoextraction assez difficile : faible vitesse de croissance, taille réduite, mauvaise adaptation aux techniques agricoles classiques. C'est pourquoi, certains scientifiques préconisent l'utilisation de plantes tolérantes et peu accumulatrices mais produisant une forte biomasse comme le maïs, le tabac, la moutarde indienne... Les techniques de transgénèse permettront peut-être l'obtention de plantes combinant une forte accumulation métal et une production de biomasse élevée (ex : tabac ou maïs transgéniques) (DUBOURGUIER *et al.*, 2001).

3. Bilan pour ces « technologies vertes »

- **Perception positive par le public**

Un des avantages principaux de la phytoremédiation réside dans l'accueil favorable dont elle peut bénéficier de la part du public, en tant que « technologie verte ou douce ». En effet, contrairement aux méthodes physico-chimiques, la phytoremédiation est une méthode non destructrice, qui respecte relativement bien les communautés vivantes. Elle offre également un intérêt esthétique et paysager indiscutable. Enfin, elle peut constituer un créneau de diversification pour l'agriculture du futur.

- **Le coût**

En tenant compte de tous les paramètres (matériel, main-d'œuvre et travaux d'entretien), on estime le coût de la phytoremédiation entre 60 000 et 100 000 US\$ par hectare, ce qui représente environ la moitié du prix du procédé physico-chimique le moins cher (MILLER, 1996 ; DUBOURGUIER *et al.*, 2001).

- **L'efficacité**

- La phytoremédiation est une technologie encore jeune et insuffisamment éprouvée. Actuellement, seules la phytostabilisation et la rhizofiltration ont été testées et validées à large échelle.

- Les pollutions multiples sont difficiles à traiter par la phytoremédiation. La plupart des plantes hyperaccumulatrices ne montrent cette propriété que vis-à-vis d'un ou deux métaux. De plus, des antagonismes entre différents métaux peuvent exister au niveau de l'absorption racinaire. EBBS ET KOCHIAN (1997) ont montré l'influence néfaste que pouvait avoir la présence de cuivre sur l'hyperaccumulation de zinc chez des espèces de Brassicacées.

- La durée d'un traitement par phytoextraction peut être très longue. Pour l'espèce *Thlaspi caerulescens*, MC GRATH *et al.* (1997 cité dans DUBOURGUIER *et al.*, 2001) estiment qu'il faudrait respectivement 28 et 15 ans pour extraire tout le cadmium et le zinc d'un sol agricole pollué par 2100 ppm de Zn et 38 ppm de Cd. Les sols contenant plusieurs pourcents de métaux demanderaient donc près d'un siècle pour être décontaminés par la même espèce (DUBOURGUIER *et al.*, 2001). Contrairement à la phytostabilisation, la phytoextraction ne semble donc envisageable que pour des sites modérément pollués.

- La profondeur d'intervention est limitée à celle du système racinaire de la plante utilisée (au maximum 0,5 à 1 m pour les herbacées et 2 à 4 m pour les arbres et arbustes).

- La faible biodisponibilité de certains métaux peut limiter l'efficacité de la phytoextraction, en particulier dans le cas du plomb. On peut augmenter la biodisponibilité des métaux par l'adjonction d'agents chélatants (« phytoextraction assistée »). HUANG & CUNNINGHAM (1996) ont ainsi montré que l'on pouvait multiplier par 265 les concentrations en plomb dans les parties aériennes des plantes par adjonction au sol d'acide hydroxy-2-éthylène diamino triacétique (HEDTA). L'acidification des sols peut également être utilisée pour augmenter la disponibilité des métaux (SALT *et al.*, 1998). Dans tous les cas, la biodégradation et la toxicité pour l'environnement des composés utilisés doivent être examinées. En outre, une fois mobilisés par l'agent chélatant, les métaux peuvent être facilement lessivés et contaminer la nappe phréatique.

- **Impact sur la biodiversité indigène**

Quels risques pourrait présenter l'application à grande échelle de la phytoremédiation ?

Comme pour toute opération de reverdurisation à large échelle, il est souhaitable que la phytoremédiation des pollutions contribue le moins possible à une artificialisation de la biodiversité. Il faut distinguer ici les opérations de phytostabilisation, et les opérations de phytoextraction.

La phytostabilisation des sites pollués vise à recréer un écosystème fonctionnel à long terme, susceptible de s'insérer le plus harmonieusement possible dans le

paysage et les communautés vivantes régionales. Il paraît donc exclu de faire appel à des plantes exotiques. Les précautions qui s'imposent sont les mêmes que celles qui devraient s'appliquer à la « reverdurisation » à grande échelle des talus autoroutiers, par exemple. On privilégiera les génotypes d'origine régionale contrôlée. Le cas des sols pollués par les métaux est particulier, puisqu'il nécessite des génotypes tolérants ces métaux. Il faut rappeler que les plantes colonisant les sites calaminaires de nos régions présentent, à des degrés divers, une tolérance à un ou plusieurs métaux lourds. Soulignons ici, si c'était nécessaire, l'impérieuse nécessité de conserver ces plantes. Elles peuvent constituer une source intéressante de matériel pour la remédiation des sols pollués. Les gènes de tolérance aux métaux lourds risquent-ils de se répandre dans la nature, constituant ainsi une forme de « pollution génétique » ? Il semble bien que ce risque soit très faible. On a pu montrer que les gènes de tolérance aux métaux sont « contre-sélectionnés » sur les sols normaux. Les plantes portant ces gènes ont une aptitude compétitive faible, qui ne leur permet pas de se répandre en dehors des sols pollués (HICKEY & McNEILLY, 1975 ; BAKER, 1987).

Le problème de la phytoextraction se pose en des termes différents. Il s'agit ici d'opérations de courte durée, mettant en œuvre des techniques qui s'apparentent à celles de l'agriculture intensive. Dans ce cas, la recommandation d'utilisation de plantes indigènes ou de génotypes locaux est probablement moins pertinente. Un risque d'un autre ordre apparaît. Malgré leur toxicité, les plantes ayant accumulé des métaux ne sont pas nécessairement épargnées par les herbivores. Elles peuvent donc constituer une porte d'entrée pour les métaux dans les chaînes trophiques. Comme les métaux sont sujets à bioaccumulation, le risque de contamination des chaînes trophiques n'est pas négligeable, surtout pour des opérations de grande étendue.

Une voie de recherche prometteuse vise à transférer ces « gènes d'hyperaccumulation » (notons au passage qu'ils n'ont pas encore été identifiés !) vers des plantes cultivées à forte productivité. Le colza, ou d'autres espèces du genre *Brassica*, sont des candidats intéressants, étant donné leur relative proximité génétique par rapport à certaines plantes hyperaccumulatrices très étudiées (*Thlaspi caerulescens*, *Arabidopsis halleri*). Or, on sait que les barrières génétiques entre beaucoup de crucifères cultivées et sauvages ne sont pas absolues. Les transferts de gènes entre radis, moutarde et choux (y compris le colza) ne sont pas inexistantes (LEFOL *et al.*, 1995 ; CHADOEUF *et al.*, 1998 ; GUÉRITAINE *et al.*, 2003). On imagine aisément la catastrophe que représenterait le passage d'un gène d'accumulation des métaux dans une plante alimentaire ! On touche ici à la problématique ô combien épineuse des organismes génétiquement modifiés (OGM).

4. Conclusions

Les techniques de phytoremédiation sont prometteuses, mais doivent faire l'objet de recherche pour pouvoir être pleinement opérationnelles. Ces recherches aboutiront, à n'en pas douter, à la mise au point d'alternatives efficaces et rentables aux techniques physico-chimiques.

L'importance que revêt pour ces recherches, le patrimoine génétique des plantes adaptées aux sols pollués, doit ici être soulignée. Dans ce contexte, la conservation de la biodiversité des sites calaminaires de Wallonie s'impose plus que jamais. Depuis 1999 et suite à une décision du Gouvernement wallon², la SPAQUE (Société Publique d'Aide à l'Environnement créée en 1991) a dû établir un classement discriminatoire des sites pollués qui permet normalement la protection des friches industrielles présentant un intérêt patrimonial et biologique (figure 5). Il serait utile qu'un programme de valorisation de ce patrimoine soit mis sur pied. En même temps, nous devons nous préparer à accepter l'idée que les plantes métallophiles seront utilisées, telles quelles, ou sous forme de gènes transférés à d'autres espèces, pour la restauration des sites dégradés par l'homme.



Fig. 5. Pelouse calaminaire de Prayon (Province de Liège)

(Photo : C. Dechamps)

² <http://www.spaque.be> : historique et missions

Enfin, pour que ces techniques pleines d'avenir soient massivement acceptées par le public, il est indispensable que leur mise en œuvre soit réalisée en concertation avec toutes les composantes de la société, en particulier les populations directement concernées.

Bibliographie

La liste ci-dessous comprend non seulement toutes les références citées dans le texte, mais, en outre, quelques articles et livres récents qui peuvent servir de point de départ à une recherche bibliographique approfondie sur le thème de la phytoremédiation.

- ANONYME 1998. EPA (United States Environmental Protection Agency). A citizen's guide to phytoremediation. *EPA 542-F-98-011*.
<http://www.epa.gov/swertio1/download/remed/inntech.pdf>
- ANONYME 2001. ARTEB (Agence Rhône-Alpes pour le développement des Technologies Médicales et des Biotechnologies). Technologies clefs 2000-2005. Développement des techniques de diagnostic et de traitement des sols : la phytoremédiation.
<http://www.arteb.com>
- ANONYME. 2002. Réhabilitation des dépotoirs et assainissement des sols : le point sur la situation en région wallonne et ses perspectives d'évolution. Office wallon des déchets, direction des infrastructures de gestion des déchets. http://mrw.wallonie.be/dgrne/owd/dossiers/depotoirs_assainissement
- ANDERSON C.W.N., BROOKS R.R., STEWART R.B. & SIMCOCK R. 1998. Harvesting a crop of gold in plants. *Nature* **395**, 553-554.
- BAKER A.J.M. 1987. Metal tolerance. *New Phytologist* **106**, 93-111.
- BAKER A.J.M., MC GRATH S.P., REEVES R.D. & SMITH J.A.C. 2000. Metal hyperaccumulator plants : a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. **In** : TERRY N. & BANUELOS G. 2000 : Phytoremediation of contaminated soil and water. *Lewis publishers, Boca Raton (Florida, USA)*.
- BERT V. & DERAM A. 1999. Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds. *Guide réalisé à l'initiative l'EDA (Environnement et développement alternatif)*.
- BIELDERS C. & VANCLOOSTER M. 2001. Remédiation de sols pollués. **In** : cours de Pollution du sol (POLLU 2150). *Department of Environmental Sciences and Land Use Planning. Université Catholique de Louvain (UCL)*.
- BRADSHAW A.D. & CHADWICK M.J. 1980. The Restoration of Land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land. Chap. 6, pp150. *Blackwell Scientific Publications (Oxford, UK)*.

- CHADOEUF R., DARMENCY H., MAILLET J. & RENARD M. 1998. Survival of buried seeds of interspecific hybrids between oilseed rape, hoary mustard and wild radish. *Field Crops Research* **58**, 197-204.
- CHIQUET A., AUBRY E., DE KERSABIEC A-M. & BENEDETTI M. 2003. Dépollution des sols contaminés en métaux lourds : approche expérimentale. *Laboratoire de Géochimie et Métallogénie*, UPRESA CNRS 7047, UMPC (Paris). *Poster présenté à la journée scientifique de Forum Labo et Biotech*. <http://www.forumlabo.com>
- CUNNIGHAM S.D. & BERTI W.R. 1993. Remediation of contaminated soils with green plants : an overview. *In vitro cellular & Developmental Biology* **29**, 207-212.
- CUNNIGHAM S.D. & DAVIS W.O. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology* **110**, 715-719.
- DESTREBATS J.M., PREZ E. & SOYEZ B. 1994. La dépollution des sols en place - techniques et exemples. *Laboratoire Central des Ponts et Chaussées de St Etienne*. <http://helios.emse.fr>.
- DUBOURGUIER H-C., PETIT D., DERAMA. & LOGEAY C. 2001. Le Phytomanagement -Éléments de synthèse. *Les cahiers Techniques : pôle de compétence sites et sédiments pollués en région Nord - Pas de Calais*. <http://www.polessp.org/pdf/etudes/phyto.pdf>
- EBBS S.D. & KOCHIAN L.V. 1997. Toxicity of zinc and copper to *Brassica* species : implications for phytoremediation. *Journal of Environmental Quality* **26**, 776-781.
- GUERITAINE G., BAZOT S. & DARMENCY H. 2003. Emergence and growth of hybrids between *Brassica napus* and *raphanus raphanistrum*. *New Phytologist* **158**, 561-568.
- HICKEY D. & MC NEILLY. 1975. Competition between metal tolerant and normal plant populations : a field experiment on normal soil. *Evolution* **29**, 458-464.
- HUANG J.W. & CUNNIGHAM S.D. 1996. Lead phytoextraction : species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist* **134**, 75-84.
- KASSEL A.G., DURBA G. & GOYAL A. 2002. Review article : Phytoremediation of trichloroethylene using Hybrid poplar. *Physiology and Molecular Biology of Plants* **8**(1), 3-11.
- LECOMTE 1995. Les sites pollués – traitement des sols & des eaux souterraines. *Lavoisier TEC & DOC et ANTEA*. 190 p. (Paris).
- LEFEBVRE C. & CHANDLER-MORTIMER A. 1984. Demographic characteristics of the perennial herb *Armeria maritima* on zinc-lead mine wastes. *Journal of Applied Ecology* **21**, 255-264.
- LEFOL E., DANIELOU V. DARMENCY H., BOUCHER F. MAILLET J. & RENARD M. 1995. Gene dispersal from transgenic crops. I. Growth of interspecific hybrids between oilseed rape and the wild hoary mustard. *Journal of Applied Ecology* **32**, 803-808.
- LEWIS B.G., JONHSON C.M. & BROYER T.C. 1974. Volatile selenium in higher plants. The production of dimethyl selenide in cabbage leaves by enzymatic cleavage of s-methyl selenomethionine selenonium salt. *Plant & Soil* **40**, 107-118
- MILLER R.R. 1996. Phytoremediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRAC). *Technology Overview Report Series : TO-96-03*. <http://www.gwrac.org>
- RASKIN I. & ENSLEY B.D. 2000. Phytoremediation of Toxic metals : using plants to clean up the environment. *John Wiley & Sons (US)* 304p.

- ROUSSEL D. 2003 (date de consultation du site Internet). Réimplanter la forêt. Nord-Pas de Calais, quand renaît le terroir. *Dossier de l'Office National des Forêts (ONF)*. <http://www.onf.fr/foret/dossier/reimplanter/>
- RUGH C.L., SENECOFF J.L., MEAGHER R.B. & MERKLE S.A. 1998. Development of transgenic yellow poplar for mercury phytoremediation. *Nature Biotechnology* **16** (10), 925-928
- SALT D.E., SMITH R.D., RASKIN I. 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **46**, 643-68
- SCHNOOR J. 1998. Biodégradation accélérée par la végétation de composés organiques volatils et semi-volatils. *Bulletin de l'Institut de Biotechnologie (IBP) des Plantes du Conseil National de recherches du Canada (CNRC)*. Septembre 1998, p. 6-9.
- VANGRONSVELD J., COLPAERT J., & VAN TICHELEN K. 1996. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals : physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environmental Pollution* **94**(2), 51-59.
- VANGRONSVELD J. & CUNNINGHAM S.D. 1998. Metal-contaminated soils : in situ inactivation and phytoextraction. *Springer* 259 p.
- WILKE A.W. 1997. Flowers against toxins. *Environmental Magazine* **8**(1). <http://www.emagazine.com>
- ZHAO F.J., LOMBI E., MC GRATH S.P. 2003. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant & Soil* **249**, 131-140.

Quelques sites Internet intéressants :

Le site du programme européen « COST 837 » sur la phytoremédiation. Ce site présente les objectifs du programme, les équipes de recherches travaillant sur le sujet, les résultats et publications : <http://lbewwww.epfl.ch/COST837/>

Une bibliographie sur la phytoremédiation établie par l'EPA (U.S. Environment Protection Agency) contenant près de 1500 références de publications scientifiques et techniques accessibles par tri alphabétique : <http://www.rtdf.org/public/phyto/phytobib/biba-b.html>

Information sur la base de données Phytopet© : <http://www.phytopet.usask.ca/>

Historique et missions de la Société Publique d'Aide à l'Environnement (SPAQUE) : <http://www.spaque.be>

*

* *

Développement d'un programme de gestion de la diversité génétique du pommier sauvage (*Malus sylvestris* Mill.) en Belgique: application en Région wallonne

Dominique JACQUES¹, Marc LATEUR², Bernard WATILLON², Sébastien LEMAIRE², Els COART³, Isabel ROLDAN RUIZ³, Kristine VANDER MIJNSBRUGGE⁴, Lobke VANWYNSBERGHE³, Wannas KEULEMANS⁵

Résumé

Le pommier sauvage (*Malus sylvestris* Mill.) est une espèce arbustive indigène qui est répandue, à l'état dispersé, dans toute l'Europe occidentale et centrale.

Suite à la raréfaction des milieux propices à son développement, il est actuellement considéré comme une espèce en danger, spécialement en Flandre où l'on ne note plus sa présence que dans quelques zones très limitées.

Conscient de ce problème, l'Etat fédéral a décidé de financer une étude visant à évaluer les possibilités de mise au point d'un programme de conservation à long terme, afin de garantir la pérennité de cette espèce et de maintenir une large source de variabilité génétique, potentiellement utile pour la gestion forestière et l'amélioration du pommier cultivé.

Combinant à la fois les techniques classiques d'évaluation de la diversité génétique et l'utilisation de différents marqueurs moléculaires, cette étude devrait fournir un ensemble de données scientifiques permettant la définition d'une stratégie de conservation pour cette espèce.

¹ Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois, Avenue Maréchal Juin, 23 5030 Gembloux. Tél.: 081/626454, e-mail: d.jacques@mrw.wallonie.be

² Centre Wallon de Recherches Agronomiques, Gembloux (CRA-W)

³ Centrum voor Landbouwkundig Onderzoek - Gent (CLO)

⁴ Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen (IBW)

⁵ Fruitteeltcentrum, KULeuven

1. Introduction

Le pommier sauvage (*Malus sylvestris* Mill.) est une espèce arbustive que l'on trouve à l'état dispersé en Europe occidentale et centrale. Il apparaît menacé dans certaines régions d'Europe notamment suite la disparition progressive des haies.

La diversité génétique de cette espèce est aussi affectée par l'existence d'hybridation naturelle avec le pommier cultivé (*Malus x domestica*) qui est présent, à grande échelle, dans certaines régions mais aussi, à l'état plus dispersé, dans l'ensemble du territoire, sous la forme d'anciens vergers hautes tiges et dans les jardins des particuliers.

Pour bien maîtriser ces phénomènes et mettre sur pied une stratégie de conservation, il n'est pas seulement nécessaire de réaliser une analyse approfondie de la dispersion géographique et de la diversité génétique des populations sauvages, mais il est aussi de la plus haute importance de faire la distinction entre le véritable pommier sauvage et les individus qui dérivent des génotypes cultivés.

Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire, dans un premier temps, d'identifier et de caractériser un grand nombre d'individus présents sur le territoire wallon.

Cette description peut être réalisée en évaluant des caractéristiques phénotypiques soit directement *in situ*, soit après greffage du matériel en pépinière afin de permettre un meilleur contrôle du milieu. Cette observation *ex situ* permet ainsi de limiter la variabilité des caractéristiques observées due aux conditions environnementales.

L'étude des marqueurs moléculaires complète cette évaluation en s'attachant à la diversité d'éléments neutres tels que les microsatellites; ils devraient également faciliter la distinction entre les espèces sauvages et les espèces hybrides.

L'ensemble de ces résultats devrait constituer les éléments nécessaires à la définition d'une stratégie de conservation à l'échelle régionale et fédérale.

2. Description de l'espèce

En Région wallonne, le pommier sauvage, espèce d'une durée de vie de 70 à 100 ans (BOULET-GERCOURT *et al.*, 1996), se rencontre majoritairement en forêt mais il est également bien représenté dans les haies (figure 1): un peu moins de la moitié des arbres repérés, soit 44 %, l'ont été en forêt alors que le pourcentage de pommiers sauvages repérés dans les haies atteint 28 %.

Il est, la plupart du temps, observé à l'état isolé mais, parfois, il forme de petits groupes qui peuvent atteindre jusqu'à plusieurs dizaines d'individus.

En forêt, la futaie semble constituer l'environnement le plus favorable au développement du pommier sauvage, contrairement au taillis-sous-futaie où il est, proportionnellement, bien moins représenté.

Cette espèce est aussi très souvent associée à l'aubépine ainsi qu'au chêne sessile et, dans une moindre mesure, au prunellier et au noisetier.

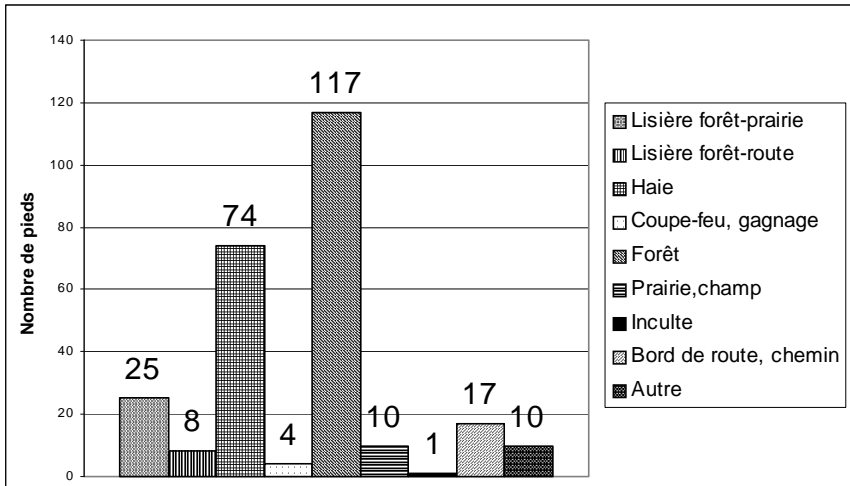


Figure 1.- Répartition par type de milieu de 266 pommiers sauvages échantillonnés en Région wallonne

Bien que le pommier sauvage soit considéré comme un arbuste, voire un petit arbre, dans les flores de référence, l'inventaire réalisé montre que, si la hauteur moyenne des arbres rencontrés avoisine les 10 mètres, il n'est pas rare de trouver des individus atteignant jusqu'à 15 à 20 mètres avec une circonférence à hauteur d'homme pouvant aller jusqu'à plus de 200 cm (tableau 1 et figure 2).

Notons enfin qu'un tiers des arbres inventoriés proviennent d'une cépée.

Tableau 1.- Caractéristiques dimensionnelles des pommiers sauvages observés en Région wallonne.

Caractéristique	Moyenne	Ecart-type	Maximum	Minimum
Hauteur (m)	10,5	3,3	20,7	3,2
Circonférence (cm)	83	37	234	13

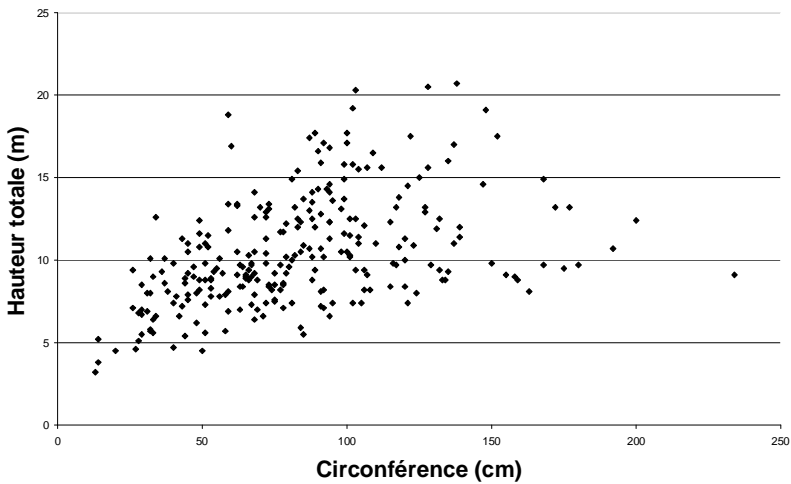


Figure 2.- Circonférence à hauteur d'homme (cm) et hauteur totale (m) d'un ensemble de 266 pommiers sauvages identifiés en Région wallonne.

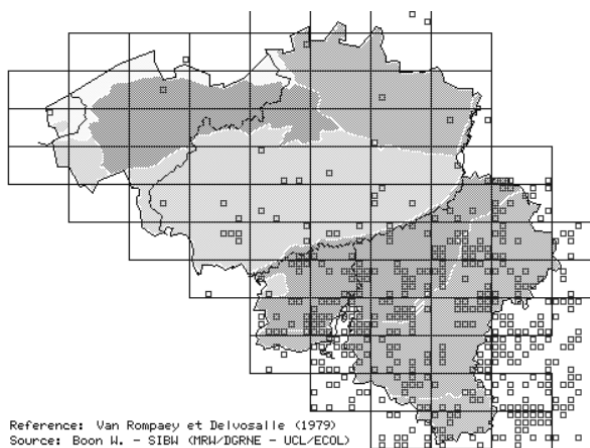
3. Programme de travail

Pour définir et mettre sur pied une stratégie de conservation génétique du pommier sauvage, il est tout d'abord nécessaire d'évaluer sa répartition au sein de son aire naturelle, ainsi que la diversité génétique encore présente au sein de l'espèce.

3.1. *Distribution de l'espèce en Région wallonne*

En Région wallonne, le pommier sauvage peut être considéré comme une espèce encore bien présente dans l'ensemble des régions naturelles qui la constituent, ce qui est loin d'être le cas en Flandre où l'on peut le considérer comme une espèce en voie de disparition.

Comparé à la référence que constitue l'Atlas de la Flore Belge et Luxembourgeoise de 1979 (VAN ROMPAEY, E. et DELVOSALLE, L.), l'inventaire en cours montre qu'il n'y a pas de réelle régression de cette espèce en Région wallonne (figure 3).



0330 - *Malus sylvestris* (L.) Mill.

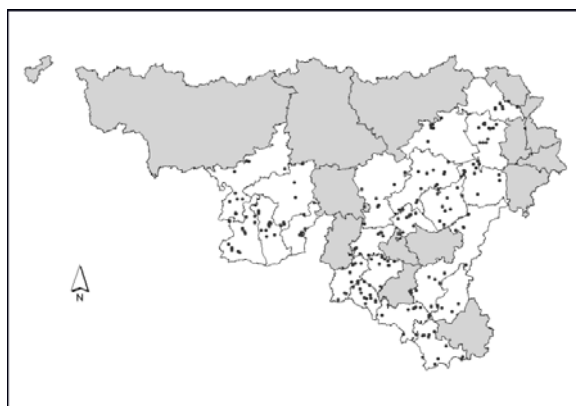


Figure 3.- Cartes de distribution du *Malus sylvestris* de l'Atlas de la Flore Belge de 1979 (en haut) et de l'inventaire de 2003 en Région wallonne (en bas).

A l'origine de cet inventaire, un repérage de pommiers sauvages a été réalisé par les gardes forestiers sur l'ensemble des triages de la Région wallonne, à la demande du Comptoir forestier de Marche en 1999. Cette première série d'informations a été ensuite complétée par des données de l'inventaire forestier wallon et de différentes conventions financées par la Région wallonne.

Cet ensemble de données a permis le repérage de près de 600 arbres, ce qui montre que le pommier sauvage est encore bien présent sur la majorité du territoire wallon. Un sous-échantillon, c'est-à-dire environ 400 individus, est en cours d'identification et de caractérisation et devrait constituer, après fixation par greffage, la population qui sera analysée *ex situ*.

3.2. Variabilité génétique au sein de l'espèce

Idéalement, l'étude de la variabilité génétique d'une espèce devrait être menée à l'échelle de son aire naturelle. Dans le cas présent, il conviendrait donc de travailler à l'échelle européenne. Ne disposant pas du temps et des moyens suffisants, cette étude n'a pu se faire qu'à l'échelle belge ce qui risque de limiter la portée des résultats puisqu'elle ne concerne qu'une partie minime de l'aire naturelle (moins de 1 %).

Elle n'en reste pas moins pertinente à l'échelle régionale car elle permettra d'évaluer la diversité génétique interne des populations existant en Région wallonne et l'importance de l'introgression avec les variétés cultivées.

Pour appréhender cette variabilité génétique, les caractéristiques phénotypiques et différents marqueurs moléculaires ont été privilégiés.

3.2.1. Caractéristiques phénotypiques

Cette analyse a porté essentiellement sur des caractéristiques morphologiques susceptibles, d'une part, d'être héréditaires afin d'en estimer la variabilité génétique et, d'autre part, d'être utiles à la distinction entre l'espèce sauvage et les variétés cultivées.

3.2.1.1. Forme générale

Le port du pommier sauvage est habituellement divergent (figure 4), c'est-à-dire qu'il présente des branches relativement horizontales; les formes extrêmes, comme les formes extrêmement dressées (cotation 1 et 2) ou le port pleureur sont très rares (cotation 8 et 9).

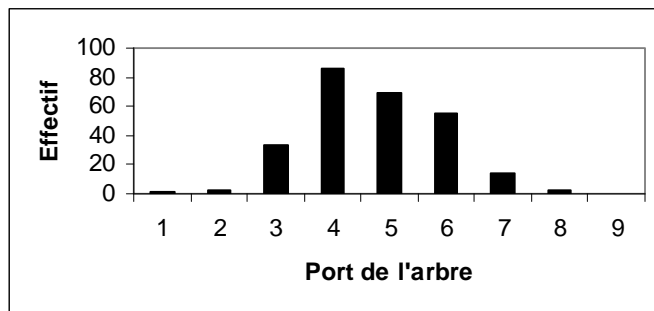


Figure 4.- Tableau de distribution de fréquence d'un ensemble de 266 pommiers sauvages suivant leur port (1 = extrêmement dressé, 9 = port pleureur).

Comparativement à d'autres espèces forestières, le pommier sauvage ne possède pas de dominance apicale marquée (BOULET-GERCOURT *et al.*, 1996), ce qui a pour conséquence, la formation de nombreuses fourches. L'échantillon étudié

confirme cette tendance: plus de 90 % des arbres observés présentent plusieurs fourches simples ou multiples alors que l'absence de fourche est observée sur uniquement trois arbres de l'échantillon étudié.

3.2.1.2. *Caractéristiques des rameaux et des feuilles*

L'absence de pubescence des rameaux et des feuilles, ainsi que la présence d'épines, sont considérés comme une caractéristique de l'espèce sauvage (RAMEAU *et al.*, 1989).

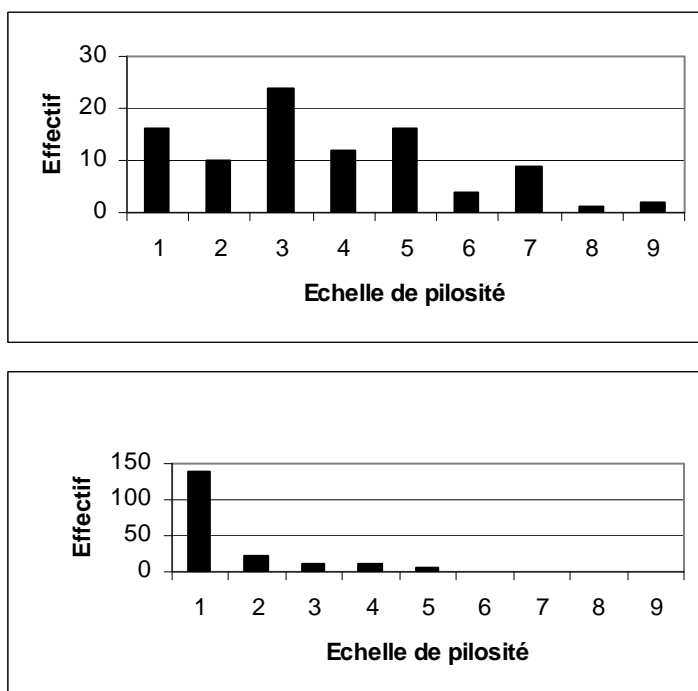


Figure 5.- Importance de la pilosité sur les rameaux (en haut) et sur les feuilles (en bas) d'un ensemble de pommiers sauvages (1 = pilosité nulle, 9 = pilosité très forte).

Il s'avère que l'absence de pilosité sur les feuilles d'une grande majorité des arbres étudiés se confirme; par contre, observée sur les rameaux, elle apparaît beaucoup plus variable et seuls moins de 15 % des arbres sont exempts de poils.

La confrontation avec les résultats de l'analyse moléculaire devrait nous permettre de vérifier si cette caractéristique est vraiment pertinente pour la différenciation entre individus sauvages ou cultivés

3.2.1.3 Sensibilité aux maladies

Le pommier sauvage est sensible à différentes maladies fongiques dont les plus importantes sont le chancre, l'oïdium et la tavelure.

✓ Chancre et oïdium

Le chancre est considéré comme une maladie fongique (*Nectria galligena* Bres.) très fréquente sur pommier. Il se caractérise par un éclatement de l'écorce et une désorganisation rapide des tissus (BRETAUDEAU et FAURE, 1991).

Dans les populations sauvages observées (figure 6, en haut), la plupart des individus, soit 81 %, semblent indemnes, ce qui ne signifie pas pour autant qu'ils soient résistants.

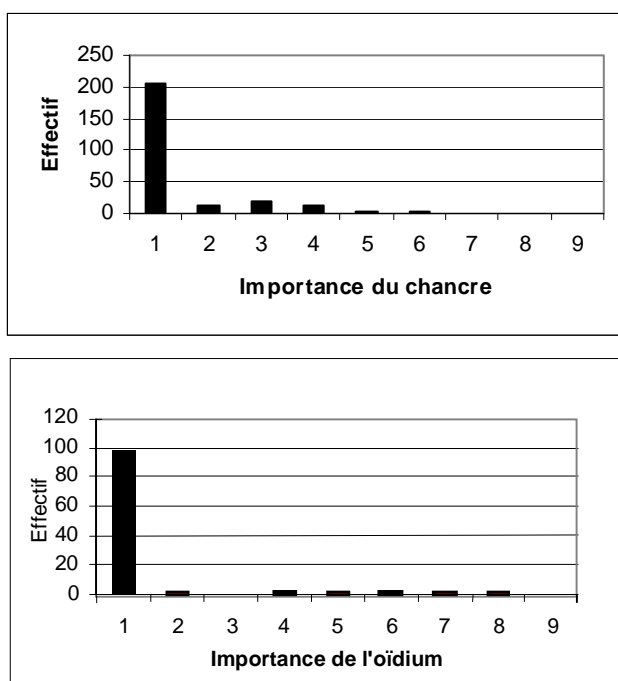


Figure 6.- Importance des attaques de chancre (n = 257) et d'oïdium (n = 108) sur pommiers sauvages (1 = absence d'attaque, 9 = attaque très sévère).

L'oïdium (*Podosphaera leucotricha* Ell. & Ev.) s'attaque aux extrémités des jeunes pousses ainsi qu'aux feuilles qui sont alors recouvertes d'un feutrage blanchâtre faisant penser à une fine poussière blanche, ce qui provoque finalement la chute de ces feuilles et la dégénérescence des bourgeons atteints.

Comme pour le chancre, la majorité des arbres observés, soit 92 %, ne semblent pas non plus développer cette maladie (figure 6, en bas).

✓ Tavelure

La tavelure est la maladie cryptogamique la plus importante du pommier cultivé (*Venturia inaequalis* Cooke) qui s'attaque aussi bien aux feuilles qu'aux fruits.

Dans la population étudiée, un pourcentage élevé d'arbres (38 %) sont indemnes de cette maladie qui se marque davantage sur les fruits (figure 7).

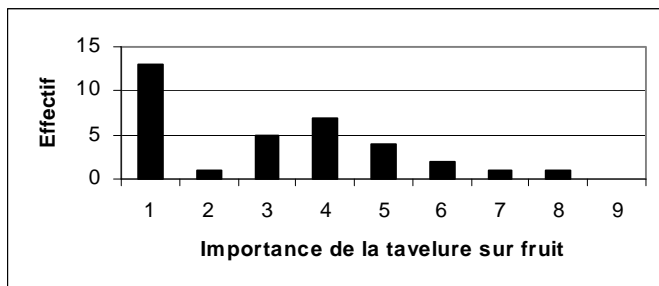


Figure 7.- Importance des attaques de tavelure sur un échantillon de 34 pommiers sauvages (1 = pas d'attaque, 9 = attaque très sévère).

3.2.1.4. Fructification

Il existe une très grande variabilité de l'aptitude à produire des fruits chez le pommier sauvage (figure 8). Cependant, pour près de 40 % des arbres caractérisés, aucun fruit n'a été observé, ce qui est surtout le fait d'arbres de futaie qui ne bénéficient que de peu de lumière, généralement synonyme de cime étriquée peu propice à la fructification.

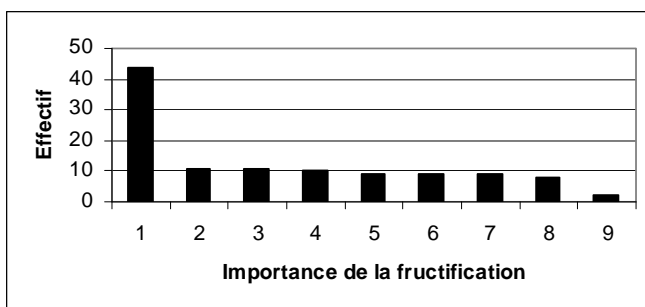


Figure 8.- Importance de la fructification observée sur un échantillon de 113 pommiers sauvages en Région wallonne (1 = pas de fructification, 9 = arbre rempli de fruits).

L'observation des fruits a également montré une très grande variabilité de la forme et des dimensions des pommes, parfois très éloignées des standards de l'espèce sauvage, ce qui pourrait laisser supposer qu'une partie des arbres inventoriés soient en fait des formes hybrides.

3.2.2. Caractéristiques moléculaires

A côté des caractéristiques phénotypiques observables en forêt et en champ, le développement des marqueurs moléculaires permet maintenant d'étudier la diversité du génome des plantes sans passer par l'installation de tests de comparaison en champ.

La première partie de cette approche moléculaire sera consacrée à la mise en évidence de la diversité génétique globale au sein de l'espèce sauvage. A cette fin, une collection d'échantillons d'ADN provenant des arbres étudiés, sera établie et servira aux analyses ultérieures. La diversité génétique de l'espèce sera analysée au moyen de marqueurs neutres de type «microsatellites» (courtes régions d'ADN constituées de répétitions en nombre variable d'un motif de 2 à 5 nucléotides et dispersées dans le génome) (HARRY, 2001). En parallèle, l'intérêt de marqueurs innovants, dérivés d'un système de rétrotransposons (élément mobile du génome) mis en évidence chez le pommier, sera évalué par comparaison aux marqueurs «microsatellites».

L'étude proposée s'attachera également à fournir des informations plus spécifiques sur la distinction entre pommiers sauvages et cultivés, et à présenter un aperçu des processus d'hybridation anciens et récents entre ces deux pools génétiques. La stratégie retenue pour atteindre cet objectif repose, d'une part, sur la recherche et la mise en évidence de marqueurs chloroplastiques spécifiques aux pommiers cultivés (l'ADN chloroplastique étant transmis exclusivement par voie maternelle) et, d'autre part, sur l'analyse du déséquilibre de liaison entre marqueurs «microsatellites» situés dans une même région du génome.

Enfin, la diversité fonctionnelle, en terme de gènes d'intérêt agronomique potentiel, sera évaluée au sein du pommier sauvage. On aura recours pour cela à une démarche visant à mettre en évidence des marqueurs au voisinage de gènes candidats potentiellement impliqués dans des processus d'intérêt agronomique: la résistance aux maladies, d'une part, et les mécanismes d'autostérilité d'autre part. Une fois que des marqueurs polymorphes auront été mis en évidence au voisinage de ces gènes candidats (au moyen de techniques de «gene profiling» dérivées de l'AFLP ou tirant parti de l'existence des systèmes de rétrotransposons), l'analyse de leur ségrégation dans un croisement entre un parent sensible et un parent résistant, permettra de confirmer leur intérêt éventuel.

3.3. Gestion et conservation du pommier sauvage

L'ensemble des résultats de cette étude devrait permettre de définir les bases d'une stratégie de conservation de cette espèce et d'optimiser la gestion à long terme, par une action sur les populations *in situ* et le développement d'une stratégie de plantation et de conservation *ex situ*.

3.3.1. Conservation *in situ*

L'objectif est de mettre en place des mesures pour assurer la conservation du patrimoine génétique sur place, là où l'on rencontre les populations ciblées.

La diversité génétique du pommier sauvage, comme toute espèce forestière, est le fruit d'un processus évolutif complexe, combinant la sélection naturelle, les flux génétiques, notamment influencés par les dernières glaciations, et l'activité humaine.

La conservation génétique d'une espèce *in situ* doit donc viser au maintien de ce processus évolutif tout en permettant une utilisation future de ce pool génétique.

Elle devrait se traduire, avant tout, par des actions simples et peu coûteuses.

Dans les forêts soumises au régime forestier, une simple action de sensibilisation des agents amenés à réaliser les éclaircies au sein des peuplements forestiers devrait permettre de maintenir un maximum de pommiers sauvages qui représentent d'ailleurs rarement une forte concurrence pour les autres espèces, étant donné leur caractère héliophile.

Le nombre encore élevé de pommiers recensés dans ces forêts soumises témoigne d'ailleurs d'une gestion respectueuse de la diversité spécifique pratiquée par l'Administration forestière.

Dans le même esprit, il est aisé de favoriser la régénération naturelle de cette espèce dans certaines zones particulièrement propices à son développement.

Mais pour que cette gestion soit vraiment utile à la conservation génétique à long terme, il est cependant nécessaire de disposer de peuplements de grande étendue, afin de limiter les problèmes de consanguinité consécutifs aux croisements s'opérant à l'intérieur de populations de trop petites tailles. Un minimum de 150 ha, idéalement, plus de 500 individus sont nécessaires pour constituer un peuplement de conservation (GRAUDAL *et al.*, 2001). Compte tenu de l'état dispersé de cette essence, cette population devrait donc occuper plusieurs dizaines d'hectares. Le site devrait aussi, autant que possible, être isolé des zones habitées afin de limiter les hybridations avec les variétés cultivées.

3.3.2. Conservation *ex situ*

Lorsqu'une espèce, comme le pommier sauvage, est disséminée par bouquets ou par individus isolés, la conservation *ex situ* peut constituer un complément intéressant.

Dans ce cadre, la longueur de sa révolution et du cycle de reproduction est un avantage indéniable par rapport aux plantes herbacées, car une plantation, un fois réalisée, peut être maintenue durant des dizaines d'années sans entretiens coûteux.

On est donc loin de la nécessité de recourir à des semis périodiques, comme c'est le cas pour les plantes herbacées.

Pour mettre en place une plantation de conservation, la récolte des graines doit être réalisée sur un nombre minimum d'arbres bien dispersés dans tout le peuplement originel, de façon à échantillonner l'ensemble du patrimoine génétique, ainsi qu'à garantir une large base génétique et éviter une augmentation

de la consanguinité des générations ultérieures. Il est habituellement recommandé de récolter les graines sur au moins 20 à 50 arbres non apparentés.

En cas de recours à la plantation artificielle à grande échelle, il est également important d'assurer un suivi des transferts géographiques de matériel et de garantir, à l'utilisateur, l'origine et une base génétique suffisante des plants.

Idéalement, à l'instar de ce qui est pratiqué pour les matériels forestiers de reproduction soumis au contrôle des Autorités, il serait souhaitable de sélectionner quelques sources de graines ou peuplements au sens de la Directive européenne 1999/105/CE destinée à garantir, à l'utilisateur final, l'origine et la qualité du matériel fourni, dont notamment une diversité génétique suffisante.

Ces peuplements ou sources de graines devraient contenir un minimum de 150 arbres isolés des sources de pollen des pommiers cultivés ou hybrides. La récolte de graines devrait alors être effectuée sur un nombre minimum de 20 à 50 arbres sains et matures .

Une seconde voie qui a été retenue dans le cadre de ce programme de recherche, est la création d'un verger à graines constitué de plusieurs centaines de clones récoltés dans toute la Wallonie. Ce système a comme avantage de concentrer rapidement, sur un même site de 1 à 2 ha, un maximum de clones très diversifiés sur le plan génétique, garantie d'une bonne adaptation aux conditions du milieu des semis qui en seront issus.

Ce verger peut ainsi servir de conservatoire mais aussi et surtout de source de graines pour les utilisateurs potentiels.

Comme pour les plantations de conservation, ce site devrait idéalement être indemne de toute pollinisation extérieure de pommiers hybrides ou cultivés.

4. Conclusions

Bien que menacé dans plusieurs régions voisines, le pommier sauvage est encore bien représenté en Région wallonne et ne semble pas avoir régressé notablement depuis la fin des années 70.

Au sein de ces populations, il existe une grande diversité sur le plan phénotypique, pour bon nombre de caractéristiques telles que la forme de l'arbre, la pilosité des rameaux et des feuilles, la sensibilité aux maladies et la fructification.

Il est indispensable d'étudier la diversité génétique des populations encore existantes dans nos forêts. Il est aussi souhaitable de s'assurer du maintien de cette diversité génétique pour le futur, en mettant en œuvre un programme de conservation génétique prévoyant des mesures efficaces, mais aussi peu coûteuses, à la fois *in situ* et *ex situ*, programme qui pourrait servir de référence pour la grande majorité des espèces arbustives présentes en Région wallonne.

Références

- BOULET-GERCOURT, B., GALLOIS, F., BAZIN, P., LESPINASSE, Y., MICHELESI, J.-C., LAURENS, F. (1996) Des poiriers et des pommiers forestiers pour la haie. Forêt-entreprise, 111, 51-56.
- BRETAUDEAU, J., FAURE, Y. (1991) Atlas d'arboriculture fruitière. Vol. 2 Editions Lavoisier, 207 p.
- CHARRIER, A. (1995) Ressources génétiques. UNISAT Université audiovisuelle francophone, CNED – Institut de Rennes, France, 105 p.
- GRAUDAL, L., KJAER, E.D. and CANGER, S. (1995) A systematic approach to the conservation of genetic resources of tree and shrubs in Denmark. Forest Ecology and Management, 73, 117-134.
- GRAUDAL, L., THOMSON, L. and KJAER, E. (2001) Selection and management of *in situ* gene conservation areas for target species. In Forest genetic resources conservation and management: in managed natural forests and protected area (*in situ*). IPGRI, 90 p.
- HARRY, M. (2001) Génétique moléculaire et évolutive. Editions Maloine, Paris, 326 p.
- NANSON, A. (1993) Gestion des ressources génétiques forestières. Ann. Gembloux 99, 13-36.
- NANSON, A. et JACQUES, D. (1998) Les ressources génétiques forestières. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 2, 1, 59-64.
- RAMEAU, J.C., MANSION, D., DUME, G. (1989) Flore Forestière Française. Guide écologique illustré. 1 Plaines et collines. IDF et Ministère de l'agriculture et de la forêt, 1785 p.
- VAN ROMPAEY, E. et DELVOSALLE, L. (1979) Atlas de la Flore belge et luxembourgeoise. Jardin Botanique National de Belgique, 1542 cartes.

*

* *

Discussion

Une note écrite a été déposée par Christiane PERCSY

(Ré)introduction d'espèces indigènes, animales ou végétales, dans la nature : réflexions personnelles

Il est unanimement admis que les **introductions d'espèces exotiques**, animales ou végétales, sont un problème majeur pour la conservation de la nature et de la biodiversité : les invasions d'espèces constituent, en effet, la deuxième menace, au niveau mondial, pour le maintien des écosystèmes. Certaines de ces invasions ayant eu des conséquences néfastes sur le plan économique, les problèmes liés aux introductions d'exotiques sont largement médiatisés et des dispositions légales les concernant sont prises peu à peu.

Il faut néanmoins constater que les mesures existant aujourd'hui sont très insuffisantes. A titre d'exemple, rien ne régleme l'importation de grenouilles vertes exotiques dans notre pays, ni la commercialisation de coccinelles d'origines diverses à des fins de lutte biologique..

La situation est bien pire en ce qui concerne la **(ré)introduction¹ d'espèces indigènes** dans la nature.

L'incidence que peuvent avoir celles-ci reste, à ce jour, une préoccupation du monde scientifique. Dans bien des cas, les conséquences à long terme de ces (ré)introductions sont mal connues. Et le grand public ne les perçoit pas².

Or, les interventions en faveur de la nature se multiplient (et on s'en réjouit !) entraînant, du même coup, la multiplication des (ré)introductions d'espèces indigènes pour des objectifs divers : réintroduction d'espèces animales emblématiques; déplacement de populations menacées visant la sauvegarde d'espèces rares; lutte biologique; semis de prairies dans le cadre de mesures agri-environnementales; plantation de haies; végétalisation «naturelle» de friches industrielles; fixation de berges et talus; parcs et jardins «sauvages»; ...

S'il est vain - et sans doute - peu judicieux - de s'opposer à toute (ré)introduction d'espèces indigènes dans la nature, il est tout à fait regrettable que ces opérations s'effectuent à la suite d'initiatives dispersées, sans cadre de référence général.

¹ J'utiliserai volontairement le terme équivoque «(ré)introduction» d'espèces indigènes, vu la difficulté à établir les limites «territoriales» qui distingue l'introduction de la réintroduction (voir, par exemple, J. Lambinon : «les introductions de plantes non indigènes dans l'environnement naturel», Conseil de l'Europe, 1997).

² Pourtant, l'article 2, Section 5 du Décret du 6-12-2001 (relatif à la conservation des sites Natura 2000 ainsi que de la faune et de la flore sauvages) interdit l'introduction dans la nature de «souches non indigènes» d'espèces indigènes. Des dispositions analogues existent également en Région flamande et dans quelques autres pays d'Europe. Mais le contrôle de ces prescriptions n'a guère lieu actuellement.

En conséquence, **il est impératif que des documents de référence soient établis pour les secteurs suivants, sur base de critères objectifs³** :

- (ré)introduction à but de conservation de la nature et de la biodiversité, en ce compris les déplacements de populations menacées et les renforcements de populations;
- semis et plantation d'herbacées pour mesures agri-environnementales⁴ et végétalisation d'espaces divers;
- plantation de ligneux;
- parcs et jardins;
- lutte biologique;
- repeuplement pour chasse et pêche.

Ces documents de référence devraient tenir compte des constats et principes suivants :

1. Les (ré)introductions (ou le déplacement) d'espèces sont des opérations délicates, dont le succès à long terme est difficile à garantir et dont les conséquences sur les écosystèmes sont difficiles à prévoir. Elles ne sont donc que des palliatifs et ne peuvent en aucun cas servir d'argument pour continuer à détruire les milieux.

2. Chaque fois que c'est possible, on recherchera des alternatives à la (ré)introduction, qui permettront la colonisation spontanée du milieu et/ou un retour aux équilibres naturels. Par exemple : construction d'échelles à poissons; restauration d'un réseau de milieux favorables permettant le déplacement spontané des animaux et des plantes; maintien d'arbustes ou friches abritant des auxiliaires des cultures; épandages de foin en graines d'origine strictement locale...

3. Si une (ré)introduction est envisagée - quelle qu'elle soit - ses conséquences doivent être évaluées à divers niveaux :

- au niveau de l'espèce elle-même : incidences sur les caractéristiques génétiques des populations locales au sein même de l'espèce (ré)introduite;
- au niveau interspécifique : interaction avec les autres espèces présentes ou potentiellement présentes;
- au niveau de l'ensemble de l'écosystème : fonctionnement de l'écosystème dans lequel l'espèce est (ré)introduite et, le cas échéant, incidence sur d'autres écosystèmes où l'espèce pourrait se répandre ou qu'elle pourrait influencer;
- au niveau socio-économique : incidence sur les activités humaines éventuellement concernées par l'existence de l'espèce ou par les mesures à prendre pour son maintien.

4. Lorsque la (ré)introduction est portée à connaissance du public, une action de sensibilisation doit avoir lieu. Les opérations de (ré)introduction ne doivent pas faire croire que la nature se jardine, se cultive et se remplace à volonté. Chaque opération doit être clairement expliquée : raison d'être, avantages, contrôle des risques, rapport coût/bénéfices... La complexité des enjeux doit être perçue, afin d'éviter des initiatives analogues intempestives.

³ Il serait souhaitable qu'un tel travail s'effectue en lien avec les initiatives de pays voisins. Voir, par exemple, en Suisse, les «Recommandations pour la production et l'utilisation de semences et de plantes adaptées aux conditions locales, avec les listes d'espèces, pour l'aménagement de surfaces de compensation écologique et pour la végétalisation d'autres habitats».

⁴ La liste d'espèces établie en 1994 par la C.S.W.C.N. serait utilement réexaminée.

Table des matières du volume 84 : 2003

Fascicule 1

DE WAVRIN, H. - Habitats préférentiels des tritons en Moyenne-Belgique ..	1-14
DEVILLERS, Pierre, René-Marie LAFONTAINE, Clotilde TIBERGHEN et Philippe COLLAS - Évaluation de la gestion d'un réseau de zones protégées	15-24
LAWALRÉE, André et Georges-Eugène FRISQUE - Ptéridophytes d'Europe utilisées comme simples jusqu'au XIX ^{ème} siècle, Baume des neuf herbes et Théorie des signatures	25-35
Décès de mademoiselle Yvonne Désirant	36

Fascicule 2-3-4

Actes du COLLOQUE

La restauration de la flore indigène : jusqu'où peut-on aller ? Louvain-la-Neuve, le 19 septembre 2003

QUINTART, Alain - Editorial	37-38
TANGHE, Martin - Flore et végétation des espaces verts autoroutiers : leur capacité de récupération spontanée d'un état semi-naturel	39-58
HENDOUX, F., Benoît TOUSSAINT - Quelle politique pour la réintroduction des espèces végétales sauvages au Centre Régional de Phytosociologie / Conservatoire Botanique National de Bailleul	59-69
VANDERBORGH, Thierry - Une banque de graines de plantes sauvages: un outil à la disposition d'une stratégie de conservation intégrée	70-84
MAHY, Grégory - Restauration des populations végétales : le point de vue des diaspores	85-96
SAINTENOY-SIMON, Jacqueline - Les problèmes rencontrés par les floristes et phytogéographes	97-120
COLOMB, Pascal, David BECKER et Alain PEETERS - Le programme « Ecotype » : récolte et production de semences de plantes sauvages d'origine contrôlée pour la restauration de sites	121-128
GALOUX, D. - La restauration des hauts fonds et des herbiers aquatiques en Meuse	129-134
DECHAMPS, Caroline et Pierre MEERTS - La phytoremédiation : Panacée pour l'environnement ou menace pour la biodiversité ?	135-148
JACQUES Dominique, Marc LATEUR, Bernard WATILLON, Sébastien LEMAIRE, Els COART, Isabel ROLDAN RUIZ, Kristine VANDER MIJNSBRUGGE, Lobke VANWYNSBERGHE et Wannes KEULEMANS - Développement d'un programme de gestion de la diversité génétique du pommier sauvage (<i>Malus sylvestris</i> Mill.) en Belgique: application en Région wallonne.....	149-161
Discussion	162-163

Note sur les publications de nos sections :

La Section Orchidées d'Europe a publié en 2003 son seizième numéro spécial :
Orchid. 16, 144 p., ill. en couleur (fascicule hors série de notre volume 84).

La Section Cercle de mycologie de Bruxelles a publié en 2003 le numéro 3 de sa
nouvelle revue, 52 p., ill. en couleur.

CERCLE DE MYCOLOGIE DE BRUXELLES

Président : A. FRAITURE ; Vice-Président : P. MOENS ; Trésorier : F.FRIX
Inventaire floristique : D. GHYSELINCK

Le CERCLE DE MYCOLOGIE DE BRUXELLES, fondé le 24 octobre 1946, est une section des Naturalistes belges. Son but est d'établir des contacts fréquents entre les mycologues du Brabant et d'unir leurs efforts afin d'étendre le plus possible les progrès de la mycologie. Les activités du Cercle comprennent des réunions de détermination et de discussion, des causeries, des excursions et l'organisation d'une exposition annuelle de champignons.

Les membres des Naturalistes belges désireux de participer aux activités du Cercle de Mycologie de Bruxelles peuvent s'informer auprès de Mme Yolande Mertens, chargée des relations publiques (tél. : 02-762 34 61).



CERCLES DES NATURALISTES DE BELGIQUE®

Association sans but lucratif
- Service général d'éducation permanente -

L'association, créée en 1956, regroupe des jeunes et des adultes intéressés par l'étude de la nature, sa conservation et la protection de l'environnement.

Environ 40 sections organisent (dans toutes les régions de la partie francophone et germanophone du Pays) de nombreuses activités: conférences, cycles de cours de Guides-Nature®, excursions d'initiation (écologie, flore, faune...), voyages d'étude, séminaires, colloques...

Un bulletin trimestriel, L'Erable, donne le compte rendu des activités, annonce les prochaines activités des sections et propose divers articles dans le domaine des sciences naturelles (pour adultes et pour jeunes).

Les cercles disposent d'un Centre d'étude de la nature (Centre Marie-Victorin) et d'un Gîte des Jeunes pour l'Environnement installés à Vierves-sur-Viroin. Ils y accueillent des groupes scolaires, des naturalistes, des chercheurs... et préside aux destinées du Parc Naturel Viroin-Hermeton avec l'aide, notamment, de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques à Gembloux. Ce centre et le Gîte sont parfaitement équipés : laboratoires, bibliothèque, salles de travaux pratiques, cuisine, restaurant...

Les Cercles gèrent aussi plusieurs réserves naturelles en Wallonie, notamment dans le sud de l'Entre-Sambre-et-Meuse, en collaboration avec ARDENNE ET GAUME asbl.

Pour nous contacter :

Cercles des Naturalistes de Belgique® asbl
Rue des Ecoles 21, B-5670 Vierves-sur-Viroin
Tél. : 060-39 98 78 Fax : 060-39 94 36 E-mail : CNBCMV@win.be



LES NATURALISTES BELGES
association sans but lucratif
Rue Vautier 29 à B-1000 Bruxelles

L'association LES NATURALISTES BELGES, fondée en 1916, invite à se regrouper tous les Belges intéressés par l'étude et la protection de la Nature.

Le but statutaire de l'association est d'assurer, en dehors de toute intrusion politique ou d'intérêts privés, l'étude, la diffusion et la vulgarisation des sciences de la nature, dans tous leurs domaines. L'association a également pour but la défense de la nature et prend les mesures utiles en la matière.

Il suffit de s'intéresser à la nature pour se joindre à l'association : les membres les plus qualifiés s'efforcent de communiquer leurs connaissances en termes simples aux néophytes.

Les membres reçoivent la revue Les Naturalistes belges qui comprend des articles les plus variés écrits par des membres : l'étude des milieux naturels de nos régions et leur protection y sont privilégiées. Les fascicules publiés chaque année fournissent de nombreux renseignements. Au fil des ans, les membres se constituent ainsi une documentation précieuse, indispensable à tous les protecteurs de la nature.

Une feuille de contact trimestrielle présente les activités de l'association : excursions, conférences, causeries, séances de détermination, heures d'accès à la bibliothèque, etc. Ces activités sont réservées aux membres et à leurs invités susceptibles d'adhérer à l'association ou leur sont accessibles à un prix de faveur.

La bibliothèque constitue un véritable centre d'information sur les sciences de la nature où les membres sont reçus et conseillés s'ils le désirent.

Le secrétariat et la bibliothèque sont hébergés à l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique (IRSNB), rue Vautier 29 à 1000 Bruxelles. Ils sont accessibles tous les jours ouvrables. On peut s'y procurer les anciennes publications.

Sommaire

Editorial - Alain QUINTART	37-38
Flore et végétation des espaces verts autoroutiers : leur capacité de récupération spontanée d'un état semi-naturel - Martin TANGHE	39-58
Quelle politique pour la réintroduction des espèces végétales sauvages au Centre Régional de Phytosociologie / Conservatoire Botanique National de Bailleul ? - Communication de F. HENDOUX, présentée par Benoît TOUSSAINT	59-69
Une banque de graines de plantes sauvages: un outil à la disposition d'une stratégie de conservation intégrée - Thierry VANDERBORGH	70-84
Restauration des populations végétales : le point de vue des diaspores - MAHY Grégory	85-96
Les problèmes rencontrés par les floristes et phytogéographes - par Jacqueline SAINTENOY-SIMON	97-120
Le programme « Ecotype » : récolte et production de semences de plantes sauvages d'origine contrôlée pour la restauration de sites - Pascal COLOMB, David BECKER , Alain PEETERS 121-128	
La restauration des hauts fonds et des herbiers aquatiques en Meuse - par D. GALOUX	129-134
La phytoremédiation : Panacée pour l'environnement ou menace pour la biodiversité ? - par Caroline DECHAMPS & Pierre MEERTS	135-148
Développement d'un programme de gestion de la diversité génétique du pommier sauvage (<i>Malus sylvestris</i> Mill.) en Belgique: application en Région wallonne. - Dominique JACQUES, Marc LATEUR, Bernard WATILLON, Sébastien LEMAIRE, Els COART, Isabel ROLDAN RUIZ, Kristine VANDER MIJNSBRUGGE, Lobke VANWYNSBERGHE, Wannes KEULEMANS	149-161
Discussion.....	162-163
Table des matières du volume 84 : 2003.....	164

mise en page : Isabelle BACHY