Biodiversité floristique, entomologique et ornithologique des vallées alluviales de Champagne-Ardenne

Rôle de l'antécédent historique et de l'intensité des entretiens des peupleraies, en interaction avec la station et en référence aux habitats forestiers et prairiaux subnaturels

PROGRAMME DE RECHERCHE

« BIODIVERSITÉ ET GESTION FORESTIÈRE »

Annexes : Publications (février 2009)

Convention de Recherche MEDAD N°CV 05000155

Responsable du projet :

Alain Berthelot
FCBA Station Nord-Est
60, route de Bonnencontre
21170 Charrey-sur-Saône
Tél. 03.80.36.36.20 / Fax 03.80.36.36.44
E-mail : alain.berthelot@fcba.fr

Responsables des tâches du projet :

Flore	Richard Chevalier	Cemagref
Carabiques	Emmanuelle Dauffy-Richard	Cemagref
Avifaune	Frédéric Archaux	Cemagref,
Itinéraires techniques	Pierre Gonin	IDF / CNPPF
Prospection	Sylvain Gaudin	CRPF Champagne Ardenne
Photo-interprétation	Marianne Duprez	IFN

SOMMAIRE

ANNEXE 1 : **3**

Publication parue dans Forest Ecology and Management, 257 (2009) 1474-1479.
Hybrid poplar plantations in a floodplain have balanced impacts on farmland and woodland birds

ANNEXE 2a : **15**

Article à paraître en 2009 dans la revue Symbioses (Publication trimestrielle du Réseau des muséums de la région Centre).
La flore des forêts anciennes. Validité et utilité pour la conservation des forêts alluviales de Champagne

ANNEXE 2b : **28**

Plaquette à paraître en 2009 ou 2010 dans un dossier de vulgarisation du CRPF Champagne-Ardenne.
Itinéraires techniques favorisant la biodiversité dans les vallées alluviales.

ANNEXE 3 : **40**

Publications prévues

ANNEXE 1 : Publication parue dans
Forest Ecology and Management, **257** (2009) 1474-1479

Hybrid poplar plantations in a floodplain have balanced impacts on farmland and woodland birds

Frédéric ARCHAUX
Hilaire MARTIN

Cemagref, Domaine des Barres
F-45290 Nogent sur Vernisson
France

E-mail : frederic.archaux@cemagref.fr
Tel : 00332-38-95-66-79
Fax : 00332-38-95-03-44

Abstract

Hybrid poplar plantations are increasing worldwide and are often accused of impoverishing bird communities. We conducted 124 bird point counts in a landscape where plantations, semi-natural forests and farmland occupied similar surface areas. As expected, birds occurred at higher densities in areas dominated by forests than dominated by plantations, mostly due to the scarcity of late-successional forest birds in plantations. Contrary to expectations, bird communities were the poorest in farmland dominated areas and the most specialised in areas dominated by young plantations. Indeed, many grassland species, including some of conservation concern in Europe, frequently used young plantations. However, plantations have probably depleted grassland bird communities by fragmenting open areas, while playing a limited positive role on forest species. Total length of unpaved roads had a positive effect on community specialisation index, while total length of paved roads and mean forest/plantation patch size played no role. Bird density increased with the development of the understory vegetation in mature poplar plantations. We conclude that poplar should not be planted at the expense of areas of high conservation value; in other cases, they may increase the overall diversity of bird communities. At the plantation scale, we advocate stopping understory removal as soon as possible and maintaining old trees and hedgerows alongside or within plantations to provide suitable breeding habitats for bird species that may be foraging in the plantations.

***Keywords**:* Bird; Hybrid poplar; Landscape; Plantation; Management

1. Introduction

Many fertile floodplains in Europe were occupied by large riparian forests dominated by hardwood tree species (oaks, ash) before the Middle Ages (Petts et al., 1989). Human population growth caused a progressive conversion of a large part of these forests into farmland, while most of the remnants were managed as coppices or coppices with standards for fuel wood production (Steiger et al., 2005). The farming on these lands varied greatly over time and space, and the landscape included pastures, hayfields, various ploughed fields, and more recently maize fields and set-asides. From the XVIIIth century onwards, poplars were often planted at the expense of arable lands and the few forest remnants (Petts et al., 1989). Many factors jointly caused an acceleration of this phenomenon after the 1950s: the embankment of large rivers limited the occurrence and magnitude of floods that poplar plantations are sensitive to, the overproduction of dairy and meat production in Europe caused a strong decrease in cattle numbers, the need for wood fibre increased and fast-growing, fungus-resistant cultivars became available through hybridization among European, Asian and American *Populus* species (Schnitzler, 1994). In France, hybrid poplar plantations now represent 1.6% of the forested area (ca 260,000 ha) and this area is still increasing (+0.8% between 1988 and 2002, SCEES/Terruti data 2003).

Since 1980, hybrid poplar plantations have been accused of contributing to the decrease in bird populations in floodplains in Western Europe (Zollinger and Genoud, 1979; Schmitz, 1986; Pont, 1987; Mourgaud, 1996; Godreau et al., 1999). However, this seems to be an over-simplification. Indeed, several studies have shown that some uncommon/rare birds may use poplar plantations; for example, the Golden oriole *Oriolus oriolus* is restricted to mature poplar plantations in Great-Britain (Dagley, 1994). Furthermore, the ecological impact of plantations depends on the habitats they are compared with: Hanowski et al. (1997) in North America showed that the number of breeding birds was higher in poplar plantations than in the row crops the plantations were replacing but less than in surrounding forest/shrub habitat. Finally, extensively-managed plantations may be less unfavourable to breeding birds than intensively-managed ones (Pont, 1987; Godreau, 1998).

We believe further studies are needed to confirm some of these results and better understand the impact of hybrid poplar plantations on bird communities. In particular, the previous studies rarely used a landscape perspective (but see Hanowski et al., 1997; Godreau, 1998) and yet, many birds need a mosaic of adjacent habitats to breed and forage (e.g. Virkkala et al., 2004). Furthermore, the poplar plantations studied so far have usually been isolated within a farmland matrix and have always represented a minor proportion of the landscape (e.g. at most 12% in area, Godreau, 1998) and yet isolation of forest fragments is well-known for causing deleterious effects on bird communities, irrespective of tree species (Blake and Karr, 1987; Hinsley et al., 1995). More connected poplar plantations may host more woodland species, as suggested by Godreau (1998.

In this study, we focused on a floodplain area in northern France where semi-natural forests, poplar plantations and farmland represented equivalent proportions in the landscape. Within this landscape, we assessed how bird communities responded to habitat composition at three different spatial scales (100, 250 and 500m-radius circles) using bird point counts. More specifically, our main working hypotheses were:

- bird densities decrease with an increasing proportion of poplar plantations surrounding the point,
- the greater the area planted with hybrid poplar around the point, the less specialised the bird communities,
- the presence of forest birds depends mainly on the proportion of semi-natural forest areas around the point but also, to a smaller extent, on mature poplar plantations,
- bird densities vary with the fragmentation of habitats,
- bird densities in plantations increase with understory vegetation cover due to larger areas suitable for breeding/foraging and/or to a higher number of potential niches.

2. Methods

2.1. Study area

The 6950-ha study area is located between Romilly-sur-Seine and Méry-sur-Seine (France, Aube department, ca 100-120m asl), along 15 km of the Seine River on deep, chalky soils corresponding to modern alluvial deposits. The climate is Atlantic with continental influences (mean annual temperature ca 10°C with 630-700mm annual rainfall). Poplar plantations represent 27% of the area due to the unusual width (2-3km) of the floodplain (nearby confluence of the Seine with the Aube River). Other land uses found in the floodplain were farmland and open areas (36%), forests (22% including abandoned poplar plantations), urban areas (11%) and aquatic areas (4%).

The poplar plantations did not differ from that of forests in terms of median size, 0.9 ha (range: 0.02-112.5 ha for plantations and 0.03-124.2 ha for semi-natural forests; Wilcoxon rank-sum test, W = 151758, P = 0.52). The study area extended slightly beyond the floodplain bottom onto the intensive row crop fields of the plateau, so as to allow us to calculate habitat areas surrounding bird sampling points up to 500m. Crop fields are also found within the plain (including maize fields), along with set-asides and, to a far lesser extent, hay pastures. Every year, set-asides are either treated with herbicides, or turned up and sown, or mown to prevent the development of shrubs; they are largely dominated by grasses (e.g. *Festuca arundinacea*) and ruderal forbs. The nearest large forest (the "Traconne") state forest that may be a source of forest birds is about 10km from the study area. As hedgerows are also scarce on the plateau, bird exchanges between forested areas in the valley and the plateau are probably limited. At a larger scale (Aube and Seine floodplains *sensu* the French National Inventory: 34,025 ha), hardwood forests decreased by 53% between 1974 and 1994, representing only 5.5% of the total area in 1994 (ca 1,660ha) *versus* 3,740ha for poplar plantations (French Forest Inventory data, 1994).

The study area was first mapped from colour aerial photographs taken in 2001 and 2004 (NGI data). We separated unpaved and paved roads and identified nine major habitats: (1) very young VYP, (2) young YP and (3) mature MP poplar plantations; (4) young YF and (5) old OF hardwood forests; (6) farmland Farm (cropland and grassland combined); (7) urban areas; (8) aquatic areas (rivers, ponds, lakes) and (9) other open habitats. We attributed one of these habitat classes to the 1,592 polygons that were individualised from aerial photos; then, in the field, we checked the correctness of this attribution. In the field, poplar stands were attributed to the very young class when the mean diameter at breast height (dbh) was less than 20cm (corresponding to plantations less than 4-5 years old), to the young class when the dbh was between 20 and 30cm (plantations 5 to 8-9 years old), and to the mature class when above 30cm (i.e. when the canopy closes, plantations 9-10 years old or more). In the area, poplars are cut when about 15-20 years old. Mean distance between poplars in plantations is almost invariably 7m in the area (occasionally 6 or 8m). Plantations are ploughed, and sometimes fertilised, at plantation; the clones most often used are *Populus x interamericana* "Beaupré" and *P. x canadensis* "I214". The understory vegetation is mechanically and/or chemically removed during the first years after planting. This control may be either continued more or less regularly (intensive management) or ceased (extensive). In the case of intensive management, the vegetation understory is limited to sedges and grasses (including Nettle *Urtica dioca*). In extensively managed plantations, a shrubby layer develops with Blackthorn *Prunus spinosa*, Common Elder *Sambucus nigra*, Willow *Salix sp*, and Blue Bramble *Rubus caesius*. All the young forest stands (YF) actually originated from former poplar plantations cleared in December 1999 after the Lothar windstorm (ca 30% of the plantations in the study area were cleared) and never replanted: these stands (seven-years old at time of fieldwork) could be considered either as very extensively-managed young poplar plantations (due to the presence of naturally resprouting poplars) or young semi-natural forests (due to the rapid recolonisation by ash and other shrubs). Old forest stands (OF) included a variety of forest types, from most to least common: (1) coppiced Hazel *Corylus avellana* with standards of Pedunculate Oak *Quercus robur* and Ash *Fraxinus excelsior*, (2) abandoned over-mature poplar plantations overgrown by Ash, (3) spontaneous riparian forests (including the previously mentioned species, as well as Alder *Alnus glutinosa*, Sycomore Maple *Acer pseudoplatanus*, Smooth-leaved Elm *Ulmus minor* and various willow species *Salix sp.* along river beds) and (4) old Ash/Hazel coppices. A map of habitats and pictures representative of the habitats are provided as electronic supplementary materials.

2.2. Bird point counts

124 bird point counts were located throughout the study area, based on a quasi-systematic grid design (ca 400m between points). We located the majority of the points along paths for efficiency and discretion (a few were carried out along roads with limited traffic at the time of the counts). Each point was visited twice (two 5-min counts), first between April 16 and 27 (between 6:30 and 9:43 am), and second between the May 30 and June 8, 2007 (between 5:42 and 9:32 am). All counts were carried out under good weather conditions (no wind, no rain).

During the count, the observer (FA) used aerial photographs centred on the points to localise all singing (the great majority) or moving/flying (a minority) birds. The fact that the landscape was very fragmented helped to locate the birds. The observer estimated whether the birds recorded during the second visit had already been detected during the first visit (according to the spatial proximity among the contacts). A total of 2,482 individual birds (64 species) were recorded and incorporated in the geographical information system (GIS). Total cover for the 1-4m and 4-8m vegetation layers was visually estimated (and classified in 5% increments above a minimum 5% total cover). The mean poplar dbh was measured in poplar plantations immediately surrounding the points (but not in more distant plantations).

2.3. Data analyses

To test our working hypotheses, for each point we estimated the bird density, the mean specialisation and preference for mature forests of the bird community. Only birds recorded within 100m of the observer were kept (N=1138, 47 species). To adjust raw count data for imperfect detection, we treated the two visits as two replicate counts and calculated the total number of individuals A (observed abundance) and the number of individuals recorded at only one visit (n_1). We calculated the Jackknife 1 estimator (Jack1 = $A + n_1/2$) and its standard deviation (SD = $½\sqrt{(3n_1)}$) for each point, as an estimate of the total number of birds (all species) present within 100m with its associated precision. This estimator assumes heterogeneity of detection among species (Burnham and Overton, 1979), a classical phenomenon in bird communities (Boulinier et al., 1998). Density (number of pairs.ha^{-1}) was then estimated as Jack1/π (the area 100m around the point, in ha) as well as its standard deviation (SD/ π).

We calculated the community specialisation index (CSI), a measure of the mean specialisation of the bird community (Julliard et al., 2006), using data from the specialisation index (SSI) of 105 common birds by Devictor et al. (2008) (data kindly provided by F. Jiguet). The CSI is the weighted average SSI across all species recorded at a point with the number of individuals of the species as weights. The CSI index is known to correlate well with the level of landscape fragmentation and disturbance (Devictor et al., 2008). The higher the CSI, the more specialised the bird community. We followed the same rationale to define the community preference for mature forests (CPMF). Muller (1985) provided the mean age of the forest stands for 40 common European bird species (SPMF for species preference for mature forest) where these species were observed in French oak regular high forest stands; stand age varied from 2 years for the ground-dwelling Pied wagtail *Motacilla alba* to 147 years for the late-successional Short-toed Treecreeper *Certhia brachydactyla*. CPMF was calculated as the mean stand age over all species recorded within 100m (with the number of individuals of the species as weights). The greater the CPMF, the more typical the bird community to mature (deciduous) forests. In analyses, we kept only points for which CSI and CPMF indices could be calculated from at least five species. SSI and SPMF are provided for the 47 species recorded at least once within 100m of the points as electronic supplementary material.

Using the GIS, we extracted the area covered by the nine pre-defined habitats within 100, 250 and 500m of the point. We also recorded the cumulated length of (1) unpaved roads and (2) paved roads within the same radii. Finally, we calculated the mean patch size 100, 250 or 500m around the point (MPS) for plantations and forest patches. We modelled the impact of these explanatory variables on the different community indices defined above using spatially-explicit GAM models. A generalized additive model (GAM) is a generalized linear model (GLM) in which spatial trend in the data is modelled using a non-parametric smooth function of the geographical coordinates (x,y) of the study points (using the gam function and the cubic B-splines smoother s(x,y) from R library mgcv; see Wood (2006) for a detailed description of GAM models). In models, we used the inverse of the variance of the density estimate (i.e. π^2/SD^2) to weight observations (using the "weight" option of the gam function): points for which density was known with lesser precision were logically given smaller weight in the analysis. This was done also for the CPMF index using weight=1/var_i(CPMF) with var_i(CPMF) the variance of the CPMF estimate at point i.

To limit spurious effects of non-focal habitats (aquatic, gardens, urban, open habitats other than farmland), we excluded from our analyses 20 points where these habitats represented more than 5% of the area within 100m around the point. The final data set contained 104 points for species richness, 85 for the CSI and 79 for the CPMF. To identify the spatial scale that could explain the largest part of the total variance in the community indices, we built models including all nine selected variables (farmed area, very young plantation area, young plantation area, mature plantation area, young forest area, old forest area, mean patch size of plantations and forests, cumulative length of paths, cumulative length of roads) calculated either on 100, 250 or 500m around the point. Then, we compared the relative merits of the three models with AIC (the lower the AIC value, the better). To further investigate how the community indices varied among the six habitat area variables, we used the model with the lowest AIC value in the preceding step of the analysis and we progressively aggregated habitat area variables whose model coefficients were roughly similar until the AIC of the resulting simpler model did not decrease any further: this step of grouping habitat variables revealed which (groups of) habitats had similar and distinct impacts on the bird communities. The significance of the MPS and length of paths and roads variables was directly tested from an ANOVA (using the anova function in R).

It was difficult to reliably assess the impact of the understory vegetation in plantations on birds. Indeed, many plantations were small, leading to potentially confounding edge effects. Furthermore, the observer rarely stood within the plantations during the counts, so that only part of the larger plantations may have been effectively "sampled" (a positive aspect of this sampling design is nonetheless that singing birds were less disturbed).

We addressed this issue by restricting our analyses to birds recorded within 100m of the observer, in mature plantations (mean dbh 30cm or more) covering at least 1ha within a 100m radius of the point (ca >30% of the circle area). We further excluded all narrow plantations (less than 50m wide) to limit edge effects, finally retaining a list of 28 patches of mature plantations. We then estimated a density per patch by dividing the number of birds recorded in a given patch (all species confounded) by patch size. We did not correct for species detectability due to the generally very low number of individuals per patch. We built simple linear models on unadjusted bird density with the 1-4m and 4-8m cover indices as explanatory variables. Unadjusted bird density is given in Table 2 for the 20 most common bird species in the six main habitats considered in this study.

3. Results

Mean bird density (Jackknife1) over the 104 point counts was estimated at ca 3.8±1.5 pairs.ha^{-1} (assuming a singing male corresponds to a breeding pair). Little spatial trend in the data was found as the effect of the spatial smoother was never significant. Bird density was correlated to neither CSI nor CPMF, but the latter two variables were highly negatively correlated (Pearson's r = -0.55, t = -5.7, df = 77, P<0.001). For the three indices, the model including explanatory variables defined locally (i.e. 100m around the point) had a significantly lower AIC value than models including variables defined at larger scales (250 or 500m) (Table 1). Models explained a reasonable part of the variance for CPMF but a more limited part for CSI and bird density, reflecting either measurement error or less determinism in these variables (Table 1).

Table 1

Impact of landscape variables on bird assemblages (BD bird density, CPMF community preference for mature forests, CSI community specialisation index)[1]. a) AIC values of alternative models based on the same set of variables calculated within 100, 250 or 500m around the point; in bold the model with the lower AIC and the % deviance it explained; habitat area variables (Farm to OF variables) were then iteratively aggregated until the AIC did not decrease any further (final AIC given as superscript in a)). b) Fitted coefficients and standard errors of the explanatory variables of the model in bold in a) (removing the intercept) and in superscript (a-d) variables whose aggregation reduced the model AIC. For MPS, Paths, Roads and the smoother only: *P<0.05, italics P<0.1.

	Variables	BD	CPMF	CSI
a)	AIC (100/250/500)	**617**^{612}/619/632	**587**^{584}/599/610	**-108**$^{-113}$/-85/-82
	% Deviance	36.8	67.9	39.1
b)	Farm	1.2±0.6^{a}	10.5±2.5^{a}	-0.27±0.02^{a}
	VYP	3±0.7^{b}	6.5±1.2^{b}	-0.20±0.03^{b}
	YP	3.1±0.7^{b}	11.2±2.1^{a}	-0.24±0.03^{b}
	MP	3.6±0.5^{b}	15.2±1.3^{c}	-0.33±0.02^{c}
	YF	4.5±1c	12.4±1.9a	-0.34±0.03c
	OF	5.1±0.7^{c}	22.1±1.8^{d}	-0.34±0.02^{c}
	MPS	-1.0±0.8	*-4.5±2.3*	0.03±0.02
	Paths	0.3±0.5	-1.5±1.2	0.03±0.01*
	Roads	0.6±0.4	*1.7±0.9*	0.0±0.01
	Smooth df	*10.8*	5.8	3.2

[1]Farm farmland, VYP/YP/MP very young/young/mature poplar plantations, YF/OF young/old forests, MPS mean patch size of plantations and forests (all in ha), Paths/Roads cumulated length of paths or roads (km);. Smooth df: estimated degree of freedom of the spatial smoother.

Bird density primarily decreased with farmland area and was highest in forests (Table 1). Interestingly, several habitats contributed to the CSI and CPMF but at different levels: CSI increased primarily with the area of very young and young poplar plantations and secondarily with the area of farmland. Similarly, CPMF was mostly related to the area of old forests but the negative impact of the main other habitats gradually decreased with the structural similarity of the habitat to old forest (this similarity increasing from (1) very young plantations, (2) farmland and young plantations, (2) young forest to (3) mature plantations).

None of the three indices was significantly related either to the mean patch size of plantations and woodlands, or to the cumulative length of roads. Only the mean level of specialisation of the species increased with the length of footpaths.

Variation in bird density between plantations increased with the increase in the understory cover. Nonetheless, log-transformed bird density (to limit heteroscedasticity) increased more or less linearly with the understory cover up to 30% (Pearson's r = 0.62, t=3.88, df= 24, P<0.001) and then seemed to stabilise (Fig. 1).

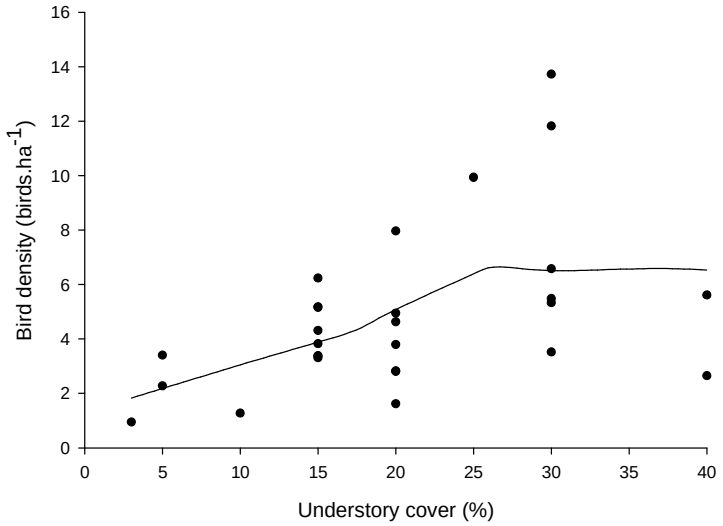


Fig. 1. Relationship between % cover of the understory 1-4m in height in mature poplar plantations (dbh≥30cm) and bird density (all species; corrected for imperfect detection). Regression line corresponds to a loess smoother (span=0.9).

On the contrary, bird density was unrelated to the overstory cover (Pearson's r = -0.22, t=-1.1, df= 26, P=0.17, Fig. 2).

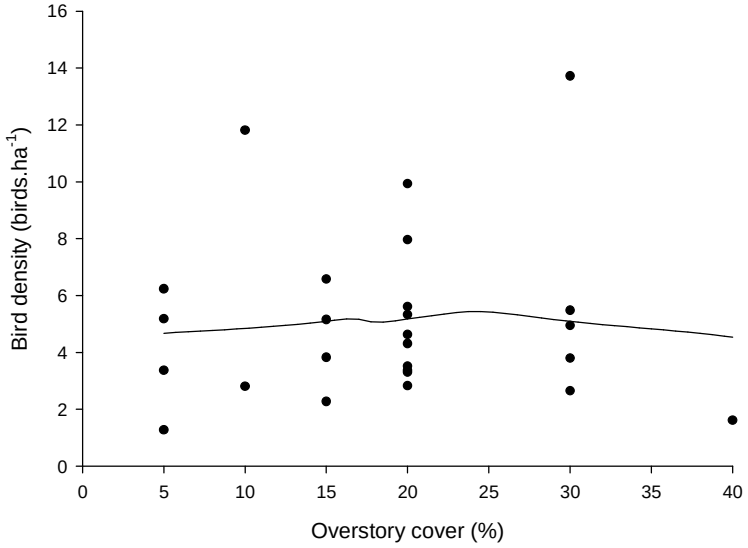


Fig. 2. Relationship between % cover of the overstory 4-8m in height in mature poplar plantations (dbh≥30cm) and bird density (all species, corrected for imperfect detection). Regression line corresponds to a loess smoother (span=0.9).

4. Discussion

Our results show that the impacts of poplar plantations on bird communities are more complex than it is usually claimed: birds in poplar plantations did occur in lower densities than in semi-natural forest stands (whatever stand age) but in higher densities than in farmed areas. Similarly, mature plantations effectively lacked many of the forest birds typically found in old forest stands; yet a truncated succession in bird communities occurred along the poplar rotation, the composition of bird communities in mature plantations being somewhat intermediate between young and old forest stands. Finally, contrary to what is generally thought, the most specialised bird communities were found in the very young and young poplar plantations, whereas mature plantations and forests hosted the least-specialised bird communities.

4.1. Plantations versus farmland

Bird communities were also found to be poorer in intensively-managed farmland than in short-rotation hybrid poplar plantations in North America (Hanowski et al., 1997). Bird populations in our study valley are probably also suffering from the intensive management of the farmland. Obviously, the set-asides and the too few and too artificial grasslands play a reduced protective role for grassland birds in the area. In addition, plantations may have exacerbated the decline in grassland species by fragmenting the grassland areas. Indeed, Godreau et al. (1999) showed that many grassland species were very sensitive to the fragmentation of open habitats along the Saône River, a few hundred km south of our study site. The relatively large areas planted with poplars in our site probably explain why many of the specialist grassland species that could normally breed in our floodplain were either never recorded (Quail *Coturnix coturnix*, Black-tailed Godwit *Limosa limosa*, Curlew *Numenius torquata*, Meadow Pipit *Anthus pratensis*, Whinchat *Saxicola rubetra* and Yellow Wagtail *Motacilla flava*) or very rarely recorded (Lapwing *Vanellus vanellus*, Skylark *Alauda arvensis*, Corn bunting *Miliaria calandra*, Pied wagtail and finches *Carduelis sp*). Yet, some of these species were regularly observed in the immediate neighbourhood of the study area (the Skylark, Corn Bunting and Yellow Wagtail on the purely agricultural plateau, finches in urban areas), supporting the hypothesis that the valley is repulsive to many grassland birds. Finally, plantations probably favoured the Carrion Crow *Corvus corone* which appreciates the mosaic of interconnected farmland and woodland patches; this species is known to heavily predate on the eggs of grassland ground nesters (Andren, 1992).

Although poplar plantations at the landscape scale may contribute to the near absence of many grassland species, several ground- and shrub-nesters usually found in farmland along hedgerows were commonly recorded in very young and young plantations. The same pattern was found along the nearby Saône River (Godreau et al., 1999). Interestingly, Yellowhammer *Emberiza citrinella* was recorded as frequently in very young poplar plantations as in farmland. Other species found in very young and young plantations included Melodious Warbler *Hippolais polyglotta*, Whitethroat *Sylvia communis*, Grasshopper Warbler *Locustella naevia* and, more marginally, Red-backed Shrike *Lanius collurio*. These species are among the more specialised species found in the valley (sensu Devictor et al. (2008), a fact that probably explains why the most specialised bird communities were found in areas dominated by very young and young plantations.

4.2. Plantations versus woodland

The lower bird density in plantations compared to semi-natural forests has repeatedly been found in Western Europe and North America (Schmitz, 1986; Hanowski et al., 1997; Godreau, 1998; Twedt et al., 1999). This pattern is mostly due to the scarcity in plantations, even mature, of forest species that prefer old trees with a dense foliage to forage or breed such as the Woodpigeon *Columba palumbus*, Blue Tit *Cyanistes caeruleus*, Nuthatch *Sitta europaea*, Short-toed Treecreeper and Chaffinch *Fringilla coelebs* (Table 2). Although cavity-nesters were logically more frequent in forests than in plantations, mature poplar plantations in our study were regularly used by the Great-spotted Woodpecker *Dendrocopos major*, the Great Tit *Parus major* (breeding in abandoned cavities of the Great-spotted Woodpecker) and the Willow Tit *Poecile montanus*. Dead poplars may be suitable to this species that needs decaying softwood trees to dig its own cavities.

The young stages of poplar plantations hosted bird communities globally distinct from that of the young forests: species like Stock Dove *Streptopelia turtur*, Winter Wren *Troglodytes troglodytes*, Nightingale *Luscinia megarhynchos*, Melodious Warbler, Blackcap *Sylvia atricapilla*, Garden Warbler *Sylvia borin* and Starling *Sturnus vulgaris* preferred young forests to young plantations, probably in response to the higher structural and compositional diversity of the shrub layer (the starling was probably also favoured by the presence of old poplar snags in many young forest patches). Conversely, the Tree Pipit *Anthus trivialis* and Grasshopper Warbler were more frequently found in young plantations: they respectively forage on or close to the ground, in dense herbaceous vegetation; these two species rapidly colonise plantations after planting and desert them a few years later, as the canopy closes.

More surprisingly, the level of specialised bird communities was lowest in the areas dominated by forests (at a level similar to that of mature poplar plantations). Actually, as for farmland, among the forest specialist species potentially present in floodplain forests (Godreau et al., 1999), some were never recorded (Middle-spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*, Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*) or very rarely (Lesser-spotter Woodpecker *Dendrocopos minor*, Spotted Flycatcher *Muscicapa striata*, Hawfinch *Coccothraustes coccothraustes*). In our study, the semi-natural forest fragments are probably too small and isolated to allow these area-sensitive birds to maintain viable populations.

Table 2

Bird density (number of singers/10ha) of the 20 most common species calculated from the 124 point counts of the study depending on the habitat where the individual was recorded (#Ind: total number of individuals recorded within 100m around the points, see also Table 2 legend).

Species	#Ind	Farm	VYP	YP	MP	YF	OF
Columba palumbus	39	0	0	0.3	1.1	0.9	2.4
Streptopelia turtur	22	0.2	0	0	0.6	1.8	0.9
Dendrocopos major	14	0	0	0.6	0.8	0	0.3
Anthus trivialis	27	0.4	2.2	0.9	0.2	1.2	0.5
Troglodytes troglodytes	73	0	0.6	0.9	2.7	1.5	3.4
Erithacus rubecula	132	0	0.6	1.1	4.8	3.1	6.5
Luscinia megarhynchos	42	0	0.4	2.0	1.2	2.5	1.2
Turdus merula	50	0	0.4	1.4	1.5	1.8	2.2
Turdus philomelos	18	0	0.2	0	0.6	0	1.1
Locustella naevia	31	0.4	2.8	1.4	0.4	1.5	0
Hippolais polyglotta	17	0.2	0.8	0.3	0.4	1.5	0.2
Sylvia communis	46	0.4	3.2	1.4	1.0	2.8	0.3
Sylvia borin	27	0	0.2	0.9	1.0	1.5	0.8
Sylvia atricapilla	190	0.4	1.4	5.7	7.1	7.1	6.2
Phylloscopus collybita	117	0	2.0	4.0	5.1	2.8	2.8
Cyanistes caeruleus	44	0	0	0.9	1.1	1.5	2.6
Parus major	49	0	0	0.6	2.1	0.3	2.3
Certhia brachydactyla	19	0	0	0	0.4	0.6	1.3
Sturnus vulgaris	16	0.4	0	0.3	0.4	0.9	0.5
Chaffinch	77	0	0.2	1.1	1.9	1.5	4.9

Several authors argued that the development of understory in extensively-managed poplar plantations is favourable to small birds (Schmitz, 1986; Godreau, 1998). We did in fact observe that bird density increased with the vegetation cover between 1 and 4m (though possibly not linearly), but this was not the case above 4m. Our sample size was too small to statistically assess whether the higher bird density in extensively-managed plantations was primarily caused by a greater number of species or simply by a higher abundance of the same set of species. In the study by Godreau (1998), the number of species more frequently recorded in plantations without an understory did not differ statistically from the number of species more frequently found in plantations with an understory (16 *versus* 19, binomial test, P=0.74). Thus, extensive management of the plantations probably improves the overall quality of the mature plantations more than it provides new niches benefiting new species; as a result, it probably mainly favours the species already able to cope with the initial intensive management of poplar plantations. This hypothesis may also hold in North America since Christian et al. (1996) also conclude that (aspen) stand thinning has a weakly positive and transitory effect on species abundances but none on the number of breeding species.

4.3. Impact of habitat fragmentation

Godreau (1998) noted that the number and abundance of forest birds in poplar plantations increased with the size of the plantation. We found little convincing evidence of any effect of habitat fragmentation, except for a positive impact on the length of unpaved roads on the mean community specialisation. The vegetation along unpaved roads is likely to provide food resources that are otherwise limited in fields for several specialist birds, especially seed-eaters such as yellowhammer and stock dove. The fact that the mean size of forest and plantation patches (MPS) moderately varied among points (MPS within 100-m radius disks exceeded 2ha for only eight of the 104 points) probably explains why we failed to find an effect on bird communities. Similarly, paved roads were present within 100m of the points in only 14 points (by comparison, 87 points included paths within 100m).

4.4. Implications for bird conservation in floodplains

This study gives a balanced view of the impact of poplar plantations on common birds in floodplains. On one hand, plantations do not provide refuge habitats for the most specialised grassland and woodland birds. On the other hand, several woodland birds use mature plantations (although often at lower densities than in semi-natural forests). Thus, the conversion of intensive crop fields by plantations may be beneficial to some open-land and woodland birds (at different ages of the plantations).

On one hand, in areas of high conservation value, they probably contribute to the loss of the most area-sensitive birds in floodplains by causing the loss and fragmentation of grassland and woodland. On the other hand, in already fragmented and intensively-managed farming areas such as our study area, many grassland birds, including some that are currently declining all over Europe, use young plantations to breed (although it remains to be demonstrated that young plantations are not also demographic sinks).

At the scale of the plantation, extensive management has a moderate, positive impact on bird density. This means that the removal of understory should stop as soon as the understory no longer threatens the growth of poplars. In addition, plantations seem to lack breeding places for many species, although plantations may represent valuable foraging habitats. For instance, the presence of the great tit in mature plantations probably indicates that other cavity-nesters would breed in plantations if sufficient cavities would be available: thus, the retention of large old/decaying poplars, ashes or oaks within or along the plantation would probably favour cavity-nesters. Those trees with a dense crown would also represent breeding sites safer than poplars for species nesting in tree crown. Alternatively, nest-boxes may be installed in plantations as suggested by Twedt and Henne-Kerr (2001). Similarly, hedgerows may be installed between plantations or within large plantations to the benefit of shrub bird species. The supplementary cost related to the retention of old trees and hedgerows may be partly compensated by a better regulation of poplar defoliating insect populations since these measures would be mostly beneficial to insectivorous birds.

Acknowledgments

We are grateful to R. Chevalier and E. Dauffy-Richard, B. Faivre and V. Godreau for discussion on bird sampling and data analysis, F. Jiguet for providing data about SSI and to Vicky Moore for improving the clarity of manuscript. This study was funded by a grant from the GIP ECOFOR and the Ministries in charge of the Ecology and the Forest.

References

Andren, H., 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. Ecology 73, 794-804.

Blake, J., Karr, J., 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. Ecology 68, 1724-1734.

Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E., Pollock, K.H., 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. Ecology 79, 1018-1028.

Burnham, K.P., Overton, W.S., 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. Ecology 60, 927-936.

Christian, D.P., Hanowski, J.M., Reuvers House, M., Niemi, G.J., Blake, J.G., Berguson, W.E., 1996. Effects of mechanical strip thinning of aspen on small mammals and breeding birds in northern Minnesota, U.S.A. Can. J. For. Res. 26, 1284-1294.

Dagley, J., 1994. Golden orioles in East Anglia and their conservation. Brit. Birds 87, 205-219.

Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F., 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. Oikos 117, 507-517.

Godreau, V., Bornette, G., Frochot, B., Amoros, C., Castella, E., Oertli, B., Chambaud, F., Oberti, D., Craney, E., 1999. Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. Biodivers. Conserv. 8, 839-864.

Godreau, V., 1998. Impact des changements d'occupation des sols et de la populiculture sur les peuplements aviens et floristiques en plaine alluviale. Exemple du val de Saône inondable. Dissertation, Université de Bourgogne, France.

Hanowski, J.M., Niemi, G.J., Christian, D.C., 1997. Influence of within-plantation heterogeneity and surrounding landscape composition on avian communities in hybrid poplar plantations. Conserv. Biol. 11, 936-944.

Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Newton, I., Sparks, T.H., 1995. Habitat and landscape factor influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. J. Avian Biol. 26, 94-104.

Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., Couvet, D., 2006. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. Ecol. Lett. 9, 1237-1244.

Mourgaud, G., 1996. Etude comparative des passereaux nicheurs en prairie alluviale et en peupleraie dans les Basses Vallées Angevines. Crex 1, 25-31.

Muller, Y., 1985. L'avifaune forestière nicheuse des Vosges du Nord. Sa place dans le contexte médio-européen. Dissertation, Université de Bourgogne, France.

Petts, G.E., Möller, H., Roux, A.L. (eds), 1989. Historical change of large alluvial rivers: Western Europe. John Wiley and Sons, Chichester.

Pont, B. 1987. Comparaison de l'avifaune nicheuse d'une ripisylve et de peupleraies de la moyenne vallée du Rhône (île de la Platière). Bièvre 9, 9-16.

Schmitz, L., 1986. Avifaunes nicheuse et hivernante des peupleraies de Hesbaye occidentale. Aves 23, 81-120.

Schnitzler, A., 1994. Conservation of biodiversity in alluvial hardwood forests of the temperate zone: the example of the Rhine Valley. For. Ecol. Manage. 68, 385-398.

Steiger, J., Tabacchi, E., Dufour, S., Corenblit, D., Peiry, J.-L., 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvila channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. River Res. Applic. 21, 719-737.

Twedt, D.J., Wilson, R.R., Henne-Kerr, J.L., Hamilton, R.B., 1999. Impact of forest type and management strategy on avian densities in the Mississippi Alluvial Valley, USA. For. Ecol. Manage. 123, 261-274.

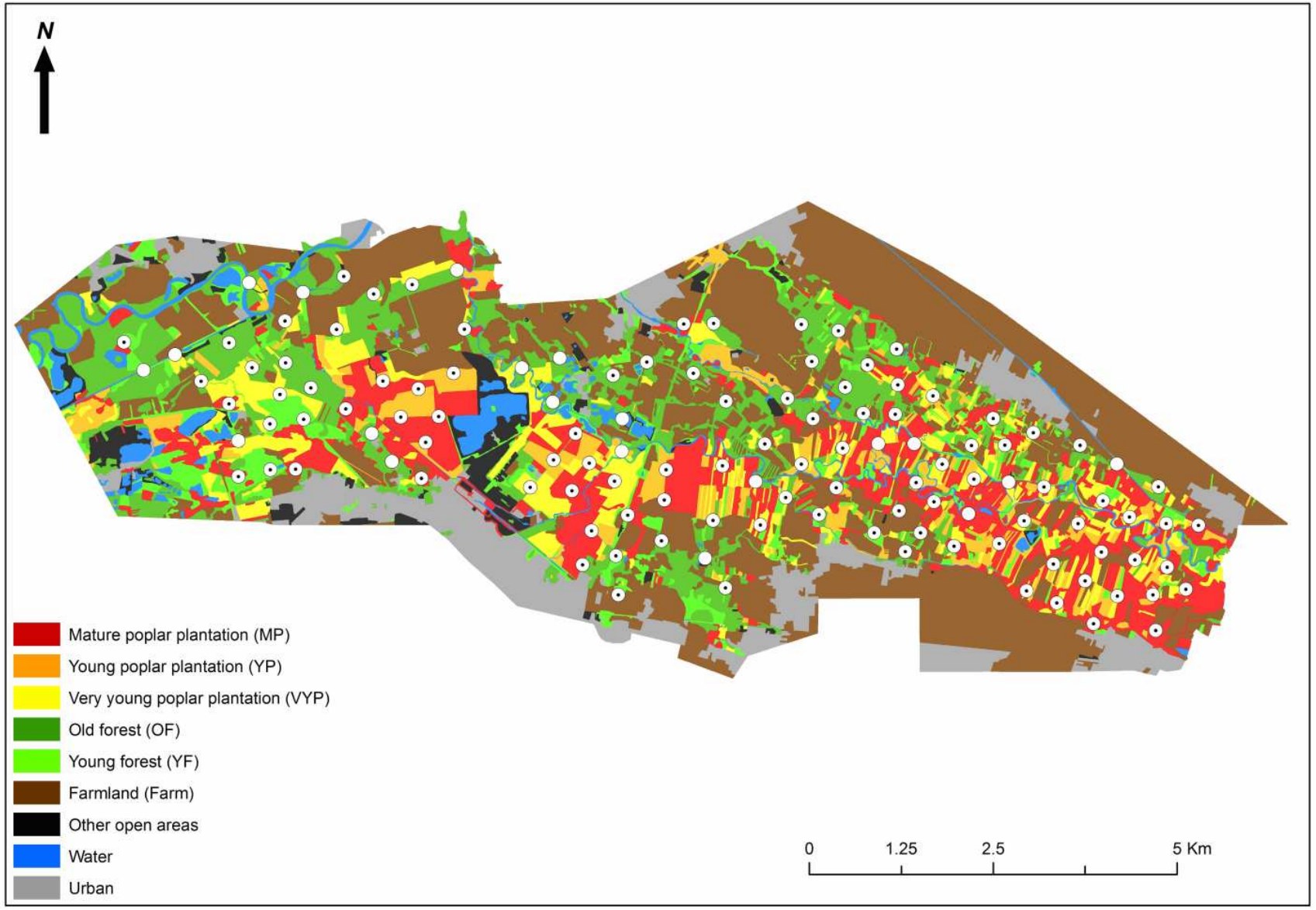
Twedt, D.J., Henne-Kerr, J.L., 2001. Artificial cavities enhance breeding bird densities in managed cottonwood forests. Wildl. Soc. Bull. 29, 680-687.

Virkkala, R., Luoto, M., Rainio, K., 2004. Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural-forest mosaics. Ecography 27, 273-284.

Wood, S.N., 2006. Generalized Additive Models: an Introduction with R. Chapman and Hall/CRC Press.

Zollinger, J.L., Genoud, M., 1979. Etude comparée de l'avifaune de ripisylves et de populicultures aux Grangettes (Vaud). Nos Oiseaux 35, 45-64.

Supplementary material 1. Map of the study site (open symbols correspond to plots removed from analyses)



Supplementary material 2.
Species specialisation index (SSI ; the larger, the more specialised; from Devictor et al. 2008) and preference for mature forest (SPMF; mean age of stands with presence of the species along a regular even-aged *Quercus petraea/robur* oak succession, from Muller 1985) for the 47 species recorded at least once within a 100-m radius at the 124 points of the study.

Species	SSI	SPMF
Anas platyrhynchos	/	/
Buteo buteo	-0.703	/
Phasianus colchicus	-0.141	/
Vanellus vanellus	0.801	/
Sterna hirundo	/	/
Streptopelia turtur	-0.915	17
Columba palumbus	-1.204	86
Cuculus canorus	-0.836	/
Alcedo athis	/	/
Dendrocopos major	-0.45	129
Anthus trivialis	-0.094	3
Motacilla alba	-0.366	2
Troglodytes troglodytes	-0.99	74
Prunella modularis	-0.703	8
Erithacus rubecula	-0.726	70
Luscinia megarhynchos	-0.754	12
Turdus merula	-1.454	56
Turdus philomelos	-0.912	69
Locustella naevia	0.215	7
Acrocephalus palustris	/	/
Hippolais polyglotta	-0.327	/
Sylvia communis	-0.425	5
Sylvia borin	-0.365	9
Sylvia atricapilla	-1.151	23
Phylloscopus collybita	-0.777	12
Phylloscopus trochilus	0.111	10
Muscicapa striata	-0.033	/
Poecile palustris	/	109
Poecile montanus	0.331	22
Cyanistes caeruleus	-1.047	117
Parus major	-1.221	102
Aegithalos caudatus	-0.473	28
Sitta europaea	-0.08	145
Certhia brachydactyla	-0.475	147
Oriolus oriolus	-0.748	/
Lanius collurio	0.213	5
Garrulus glandarius	-0.357	92
Corvus corone	-1.269	/
Sturnus vulgaris	-0.561	160
Fringila coelebs	-1.303	122
Carduelis chloris	-0.42	/
Carduelis carduelis	-0.35	/
Carduelis cannabina	-0.361	6
Pyrrhula pyrrhula	/	9
Coccothraustes coccothraustes	-0.016	96
Emberiza citrinella	-0.341	5
Emberiza schoeniclus	/	/

References

Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F., 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. Oikos 117, 507-517.

Muller, Y., 1985. L'avifaune forestière nicheuse des Vosges du Nord. Sa place dans le contexte médio-européen. Dissertation, Université de Bourgogne, France.

ANNEXE 2a : Article à paraître en 2009 dans la revue Symbioses

(Publication trimestrielle du Réseau des muséums de la région Centre)

La flore des forêts anciennes. Validité et utilité pour la conservation des forêts alluviales de Champagne

Richard CHEVALIER *, Alain BERTHELOT **, Laurence CARNNOT-MILARD*, Marianne DUPREZ ****, Maxime GALLAND *****, Sylvain GAUDIN ******, Céline PERRIER*****

* Cemagref, UR EFNO, Domaine des Barres, 45 290 Nogent-sur-Vernisson, richard.chevalier@cemagref.fr.
** FCBA, Station Nord-Est, route de Bonnencontre, 21 170 Charrey-sur-Saône, alain.berthelot@fcba.fr.
*** CFPPA de Crogny, Rue des Etangs, 10 210 Les Loges Margueron, champardmission2@crpf.fr.
**** IFN, Château des Barres, 45 290 Nogent-sur-Vernisson, marianne.duprez@ifn.fr.
***** Le Bois Rougé, 37 600 Betz-le-Château.
****** CRPF de Champagne-Ardenne, 6 place Sainte Croix, 51 000 Châlons-en-Champagne, sylvain.gaudin@crpf.fr.

Cette étude a été soutenue par le **Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire**, dans le cadre du programme de recherche "**Biodiversité et Gestion Forestière**" piloté par **ECOFOR**.

RÉSUMÉ

Des listes d'espèces végétales des forêts anciennes existent pour l'Europe de l'ouest. Nous avons testé leur pertinence dans le contexte particulier de la forêt morcelée des principales vallées de Champagne. 58 peuplements forestiers en frênaies-ormaies, sur des sols limono-argileux épais, carbonatés et frais à humides, ont été échantillonnés. La moitié des peuplements était déjà boisée 170 ans auparavant (forêts anciennes), état que nous avons constaté sur les cartes d'État-Major au 1/40 000°, l'autre moitié étant considérée comme des forêts récentes. Les deux types de forêts sont comparés pour divers indices de richesse spécifique de la flore des forêts anciennes, calculés à partir des listes de HERMY *et al.* [1999] et de DUPOUEY *et al.* [2002].

A l'échelle globale (ensemble des relevés) les forêts anciennes comptent à peine plus d'espèces de forêts anciennes, alors qu'à l'échelle locale (moyenne des relevés), les forêts anciennes en comptent environ 50 % en plus. Les deux listes testées sont utilisables dans les vallées de Champagne sans qu'il soit nécessaire de les modifier. Les espèces de forêts anciennes constituent donc un bon indicateur de l'ancienneté de la forêt, utilisable pour en évaluer l'état de conservation, alors que les cartes d'État-Major au 1/40 000° sont particulièrement utiles pour les cartographier. La notion de forêt ancienne mériterait d'être mieux prise en compte par tous ceux qui œuvrent à la gestion durable des écosystèmes forestiers.

Mots-clés : biodiversité, flore, forêt ancienne, frênaie-ormaie, forêt alluviale, vallées de Champagne, cartes d'État-Major.

INTRODUCTION

Lors du déroulement d'un projet de recherche visant à comparer la biodiversité des peupleraies et des forêts dans les grandes vallées de Champagne [AFOCEL *et al.*, 2005], nous avons cherché à définir les caractéristiques d'une forêt subnaturelle. Pour cela, nous avons fait appel à la notion de forêt ancienne.

En Europe de l'ouest et plus précisément en France, on considère généralement comme forêts anciennes, celles, composées d'espèces spontanées régénérées naturellement, dont l'état boisé remonte à plus de 200 ans [DUPOUEY *et al.*, 2002]. L'âge et la dimension des arbres ne sont pas des critères distinctifs : une forêt ancienne peut être composée d'arbres jeunes et petits !

Il a été démontré que ces forêts hébergent de façon préférentielle certaines espèces végétales dites de forêts anciennes [HERMY *et al.*, 1999 ; DUPOUEY *et al.*, 2002]. Ces espèces sont généralement des vivaces tolérantes à l'ombrage, ont une faible efficacité de colonisation (faible production ou dispersion des diaspores, faible durée du pouvoir germinatif dans la banque de graines du sol) et sont assez communes (le muguet, la laîche des bois, le lamier jaune, la parisette (*cf.* Photo 1), la primevère élevée, la violette des bois en sont des exemples typiques).

Photo 1 - La parisette (*Paris quadrifolia* L.) est une espèce typique des forêts anciennes. Photographie Gaudin S. (CRPF CA).

Certains auteurs ont estimé que le niveau moyen de migration de telles espèces est de seulement 30 cm par an [BRUNET & VON OHEIMB, 1998], ce qui explique la lenteur de la reconquête des forêts récentes, à moins que des haies anciennes, où ces espèces se maintiennent, jouent le rôle de corridor.

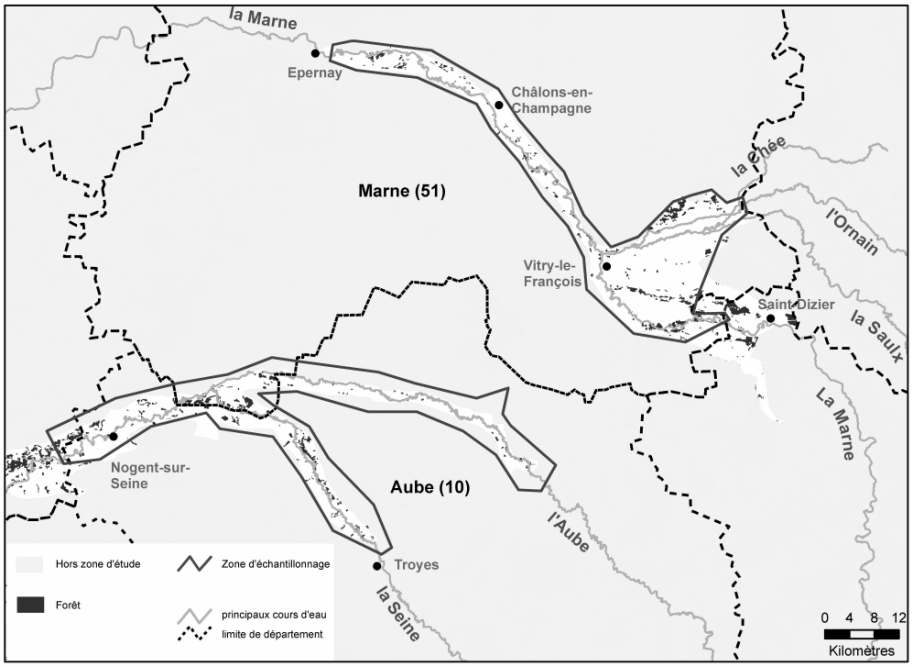
Nous disposons de deux listes d'espèces de forêts anciennes établies pour l'Europe de l'ouest : 132 espèces par HERMY *et al.* [1999] et 105 espèces par DUPOUEY *et al.* [2002]. Ces listes ont été principalement obtenues suite à l'étude de Chênaies-hêtraies mésophiles. Par ailleurs, les auteurs reconnaissent que des listes régionales sont plus adaptées.

Le présent article se propose d'étudier la pertinence des listes européennes d'espèces de forêts anciennes dans le contexte particulier de la forêt morcelée des vallées de Champagne et, le cas échéant, d'en faire une adaptation régionale.

MÉTHODE - MATÉRIEL

La zone d'étude

L'étude a porté sur la partie de la région naturelle IFN « Vallée de la Marne, Seine et affluents » (*cf.* Carte 1) contenue dans les départements de l'Aube (10) et de la Marne (51). Cette région naturelle comprend les vallées de la Seine, de l'Aube, de la Marne et de ses principaux affluents (Chée, Ornain, Saulx). D'après les données fournies par l'Inventaire Forestier National (*cf.* Tableau 1), la zone d'étude a une superficie d'environ 95 000 ha.



Carte 1 - Couverture forestière et hydrographique de la zone d'étude. Sources : Cartographie IFN, BD Carthage.

Tableau 1 - La forêt sur la zone d'étude dans les années 1990 : région IFN "Vallées de la Marne, Seine et affluents" pour les départements de la Marne et de l'Aube [INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL, 1999, 2001].

Région IFN « Vallées de la Marne, Seine et affluents »	Marne (1997)	Aube (1994)	Total
Surface totale	61 131 ha	34 025 ha	95 156 ha
Surface populiculture	4 269 ha	3 740 ha	8 009 ha
% Populiculture	7,0 %	11,0 %	8,4 %
Surface boisée	5 180 ha	1 877 ha	7 057 ha
% Boisé	8,5 %	5,5 %	7,4 %
% Forêt privée	97 %	97 %	97 %
% Mélange futaie taillis	50 %	63%	53%
% Taillis	45 %	29%	41%
% Futaie	5 %	8%	6%
% surface en frêne	37 %	47%	40%
% surface chêne pédonculé	22 %	16%	20%
% Boisé années 1970	9,2 %	11,6%	10,1%

Le taux de boisement (hors peupleraies) est particulièrement faible (7,4 % dans les années 1990, *cf.* Photo 2) et, contrairement à la tendance nationale, en forte diminution ces dernières années (27 % de la superficie forestière a disparu entre les années 1970 et 1990), ce recul de la forêt étant particulièrement élevé pour les vallées du département de l'Aube (- 52 %). La forêt est presque exclusivement privée (97 %). Les peuplements forestiers sont composés d'essences spontanées, principalement à base de frêne et de chêne pédonculé. La sylviculture pratiquée est extensive, il s'agit d'anciens taillis-sous-futaie et de taillis peu souvent parcourus par des coupes d'éclaircies. Lors du déroulement de l'étude, nous avons estimé que seulement ¼ de la superficie forestière actuelle peut être considéré comme forêt ancienne (dont l'état boisé à plus de 170 ans). Le peuplier de culture occupe une place légèrement plus importante que la forêt (8,4 %) mais, est en diminution sur 20 ans pour les deux départements. Les alluvions récentes et carbonatées couvrent presque entièrement la zone d'étude, ce qui engendre une assez faible variabilité des types de sols si ce n'est par leur humidité et leur épaisseur.

Photo 2 - Les vallées de Champagne sont peu boisées. Vue de la vallée de l'Ornain à Étrépy (51). Photographie Gaudin S. (CRPF CA).

Les relevés phytoécologiques

Un sondage pédologique par point échantillonné a permis de décrire les principales caractéristiques physiques du sol (texture, hydromorphie, charge en éléments grossiers, profondeur d'apparition de la craie). Ces données ont permis de sélectionner les points présentant une gamme de variation réduite.

L'inventaire dendrométrique a pris en compte les espèces ligneuses sur un rayon de taille variable en fonction de la grosseur des arbres :

- rayon de 4 m pour les arbres de diamètre à 1,30 m [2,5 à 7,5 cm [,
- rayon de 6 m pour les arbres de diamètre à 1,30 m [7,5 à 22,5 cm [,
- rayon de 10 m pour les arbres de diamètre à 1,30 m [22,5 à 37,5 cm [,
- rayon de 15 m pour les arbres de diamètre à 1,30 m ≥ 37,5 cm.

Ces données ont permis de calculer la surface terrière totale du peuplement (G : somme des surfaces des sections transversales des arbres à hauteur d'homme, exprimée en m² et ici ramenée à l'hectare) ainsi que la part relative des principales essences de bois d'œuvre (diamètre 1,30m ≥ 22,5 cm).

Les relevés floristiques ont été réalisés en un seul passage (mai à août 2006 ou 2007), sur une surface de 200 m² (rayon de 8 m) avec un effort de recherche d'environ 30 minutes par point à une personne ou d'environ 20 minutes à 2 personnes. La flore vasculaire (phanérogames et ptéridophytes) a été relevée par strates et en coefficients d'abondance dominance. Nous n'utilisons ici que la présence au sein d'une strate unique 0-8 m que nous estimons correspondre à la végétation du sous-bois. Ces données ont permis de calculer des indices de richesse spécifique.

L'échantillonnage

Afin d'éliminer les biais stationnels, nous avons sélectionné des points d'échantillonnage contenus dans une assez faible gamme de variations. Ainsi les sols de notre échantillon sont tous carbonatés dès la surface, de texture à prédominance limoneuse ou argileuse, non ou peu caillouteux et d'épaisseur ≥ à 50 cm. Par ailleurs, nous avons utilisé la cotation F d'humidité du sol d'ELLENBERG *et al*. [1992] pour contenir ce facteur de variation. Ainsi, nous avons sélectionné les relevés dont la cotation (moyenne des valeurs individuelles de chaque espèce végétale d'un même relevé) est comprise entre 5,0 et 6,6, pour une moyenne globale de 5,7, ce qui correspond à des conditions de sols frais (cotation 5) à frais-humide (cotation 6).

Les forêts sélectionnées sont présentes depuis au moins le début des années 1970. Pour cela, nous avons rapporté les points à 4 séries de photos aériennes appartenant à l'Inventaire Forestier National (1971, 1980, 1990 et 2000 pour le département de l'Aube ; 1975, 1984, 1995 et 1999 pour le département de la Marne). Les peuplements forestiers en place, de maturité et structure variée, n'ont pas subi de coupe importante (tout au plus une éclaircie prélevant moins de ¼ du volume ; *cf.* Photo 3) pendant les 5 à 10 dernières années. Ces précautions prises, il demeure une forte variation de physionomie des peuplements forestiers, ce qui n'est pas gênant outre mesure car les espèces de forêts anciennes sont assez peu sensibles à l'intensité de la gestion [DUPOUEY *et al.*, 2002].

Photo 3 - Une forêt ancienne qui n'a pas subi de coupe récente. Relevé n° 451 à Orconte (51). Photographie Chevalier R. (Cemagref).

Les peuplements échantillonnés peuvent être rattachés au type d'habitat prioritaire de la Directive Habitats n° 91E0-9 (Corine 44.3) dit de « Frênaies-ormaies atlantiques à Aegopode des rivières à cours lent » [Communication personnelle Christian GAUBERVILLE ; BENSETTITI *et al*., 2001]. Le frêne est l'essence prépondérante de notre échantillon, avec toutefois une plus forte abondance de l'aulne sur les sols les plus humides et du chêne pédonculé et des érables sycomore et champêtre sur les sols les moins humides.

La carto-interprétation de l'ancienneté de la forêt

L'utilisation préalable de la carte de CASSINI [1815], non détaillée ici, s'est avérée assez décevante. En effet cette carte est trop peu précise et ne prend pas assez en compte les petites forêts qui sont fréquentes sur notre zone d'étude.

Nous avons alors porté notre choix sur la carte d'État-Major, dans sa forme originelle au 1/40 000° et en couleur. L'avantage de cette carte est qu'elle couvre la France entière avec un figuré unique et qu'il est facile d'en obtenir des extraits photocopiés, moyennant facturation des frais de duplication, auprès de la cartothèque de l'IGN. La carte a été réalisée entre 1818 et 1881, suivant les régions [IGN, en ligne] ; entre 1830 et 1840 pour la zone d'étude. Cela permet de nous prononcer, en chaque point d'observation, sur la présence ou non de la forêt 170 ans avant le relevé floristique. Cet âge est légèrement inférieur à celui généralement admis de 200 ans pour les forêts anciennes, inconvénient que nous pensons être largement compensé par la précision et le caractère opérationnel de la carte d'État-Major au 1/40 000°. Il n'est pas exclu que l'usage forestier ait été interrompu entre 1830 et 1970 mais, d'après nos investigations menées sur des cartes d'État-Major de 1910 (ici en noir et blanc au 1/80 000°), les cas sont assez rares [GALLAND, 2007] car, comme sur la majorité du territoire français, la vague de défrichement a laissé la place à une vague de reconquête forestière entre le XVIII^{e} et le XIX^{e} siècle [KOERNER *et al*., 2000].

Chaque relevé, dont les coordonnées ont été reportées sur le fond topographique au 1/25 000e, a été positionné manuellement sur les copies de cartes d'État-Major, ce qui a permis de savoir si l'emplacement était forestier ou non il y a 170 ans. Quelques relevés situés à moins de 30 m de la lisière forestière de 1830 ont été écartés, en raison de l'imprécision du positionnement.

A ce moment, nous disposons de 29 relevés forestiers il y a 170 ans contre 37 non forestiers. Ce dernier ensemble a été purgé de 8 relevés pour réduire un léger biais d'humidité du sol et afin de disposer du même nombre de relevés pour les deux modalités.

Les indices de richesse spécifique

Nous distinguerons la richesse spécifique globale SG (aussi appelée gamma γ) qui correspond au nombre d'espèces rencontrées dans un ensemble de relevés, de la richesse spécifique locale SL (aussi appelée alpha α) qui correspond au nombre moyen d'espèces par relevé.

Les richesses globales et locales sont déclinées en :

- SG ou SL Totale : nombre total d'espèces,
- SG ou SL Dupouey : nombre d'espèces de la liste de DUPOUEY *et al.* [2002] qui en compte 105,
- SG ou SL Hermy 1 : nombre d'espèces mentionnées de forêts anciennes dans au moins 1 des 22 publications étudiées par HERMY *et al*. [1999], 132 espèces listées,
- SG ou SL Hermy 3 : nombre d'espèces mentionnées de forêts anciennes dans au moins 3 des 22 publications étudiées par HERMY *et al*. [1999], 88 espèces,
- SG ou SL Hermy 5 : nombre d'espèces mentionnées de forêts anciennes dans au moins 5 des 22 publications étudiées par HERMY *et al*. [1999], 44 espèces.

Nous prendrons aussi en compte la richesse originale à l'échelle globale (SG Originale), c'est-à-dire le nombre d'espèces rencontrées uniquement dans l'échantillon de forêts récentes ou de forêts anciennes.

Tests statistiques

Les analyses de données consistent à comparer les 2 lots de relevés « Forêts Récentes - FR » et « Forêts Anciennes - FA ». Une analyse de variance (ANOVA) est effectuée, après s'être assuré de l'homogénéité des variances des 2 modalités (tests de Cochran, Bartlett et Levene avec $p \geq 0,05$), et est suivie d'un test de comparaison de moyennes de Bonferroni au niveau de confiance de 95 %.

Des tests de comparaisons de fréquences, dits de probabilité exacte de Fisher, ont aussi été réalisés pour chaque espèce.

Nous distinguerons plusieurs seuils de signification :

- ✶✶✶ : Hautement significatif lorsque $p \leq 0,001$,
- ✶✶ : Très significatif lorsque $p \leq 0,01$,
- ✶ : Significatif lorsque $p \leq 0,05$,
- Tend : Tendance lorsque $p \leq 0,10$,
- NS : Non significatif lorsque $p > 0,10$.

RÉSULTATS

Données dendrométriques et d'humidité du sol

Le Tableau 2 rend compte de l'absence de différences significatives entre les échantillons de forêts anciennes et récentes, aussi bien pour l'humidité du sol (évaluée avec la cotation F d'Ellenberg) que pour les principales caractéristiques dendrométriques. Ces dernières rendent compte de peuplements assez fermés (G Totale de 27 m²), assez peu matures (seulement 40 % de G occupé par des arbres de diamètre à 1,30 m ≥ 22,5 cm) et principalement composés de frêne, les autres essences étant représentées en beaucoup plus faibles proportions. Les résultats qui suivront ne seront donc pas biaisés par des facteurs stationnels ou dendrométriques non nécessairement liés à l'ancienneté de la forêt.

Tableau 2 - Valeur indicatrice de l'humidité du sol et principales caractéristiques dendrométriques suivant l'ancienneté de la forêt.

Humidité du sol et Données dendrométriques	Forêts Récentes *(n = 29)*	Forêts Anciennes *(n = 29)*	Anova
Humidité F Ellenberg	6,28	6,38	NS
G Totale	27,1 m²	27,4 m²	NS
% G Bois d'œuvre	41,6 %	40,1 %	NS
% G Frêne	53,9 %	60,8 %	NS
% G Chêne pédonculé	11,9 %	7,0 %	NS
% G Noisetier	6,5 %	10,1 %	NS
% G Érable sycomore	7,9 %	3,8 %	NS
% G Orme	4,3 %	3,1 %	NS
% G Érable champêtre	3,2 %	4,6 %	NS
% G Aulne	0,7 %	3,2 %	NS

Résultats sur la richesse globale SG

Les résultats sont présentés dans le Tableau 3. Pour la richesse totale, 133 espèces sont rencontrées dans l'ensemble des 58 relevés, avec des valeurs très proches pour les deux modalités (107 et 104). La fréquence de chaque espèce, suivant les 2 modalités, figure en Annexe 1.

Tableau 3 - Richesse spécifique globale Totale et des 4 groupes d'espèces de forêts anciennes, suivant l'ancienneté de la forêt.

Richesse spécifique globale	Forêts Récentes *(n = 29)*	Forêts Anciennes *(n = 29)*	Ensemble *(n = 58)*
SG Totale	107	104	133
SG Originale Totale	29	26	/
SG Dupouey	20	22	28
SG Originale Dupouey	6	8	/
SG Hermy 1	27	31	35
SG Originale Hermy 1	4	8	/
SG Hermy 3	20	22	26
SG Originale Hermy 3	4	6	/
SG Hermy 5	11	11	13
SG Originale Hermy 5	2	2	/

Sur les 58 relevés étudiés, nous ne comptabilisons aucune espèce protégée nationalement ou régionalement à ce jour, et une seule espèce de la Liste Rouge régionale (*Ulmus laevis* rencontré dans 1 relevé de forêt récente et dans trois relevés de forêts anciennes, différence non significative). Il est à noter que seulement 23 espèces (17 %) sont présentes dans au moins 1/3 des relevés, que 85 espèces (64 %) sont présentes dans moins de 10 % des relevés et que 39 espèces (29 %) sont présentes dans un seul relevé.

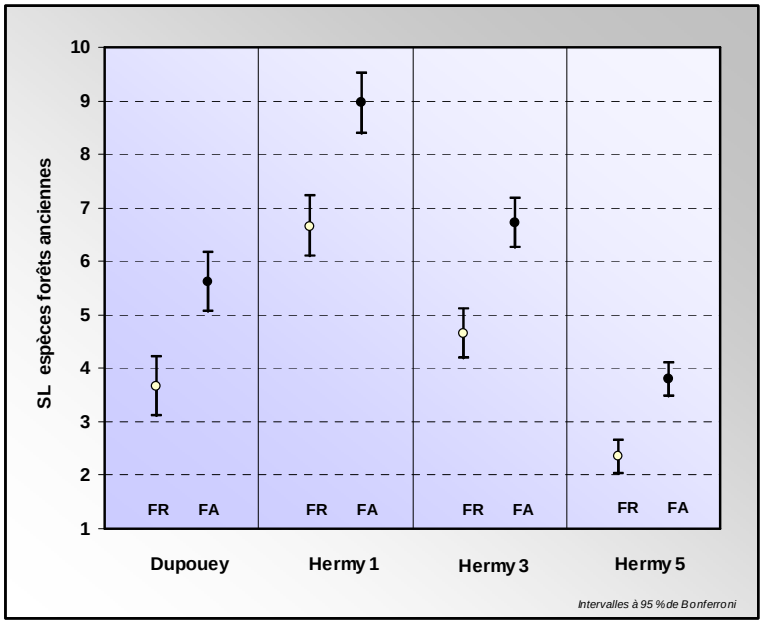
Suivant les groupes d'espèces de forêts anciennes, 13 à 35 espèces sont rencontrées sur les 58 relevés. Suivant les 2 modalités d'ancienneté de la forêt, la richesse et l'originalité sont identiques pour Hermy 5 et légèrement plus élevés pour les 3 autres listes dans les forêts anciennes. Les écarts demeurent cependant trop faibles pour conclure à une véritable différence entre les deux modalités.

Résultats sur la richesse locale SL

Les résultats figurent dans le Tableau 4 et sur la Figure 1. Nous n'obtenons aucune différence significative sur le couvert et la richesse totale du sous-bois (hauteur 0-8 m). Le couvert voisin de 100 % reflète la vigueur du sous-bois, bien que les peuplements aient une surface terrière assez élevée. La richesse spécifique totale est légèrement supérieure à 20 espèces, ce qui est légèrement plus élevé que ce qui a été observé dans des anciens taillis-sous-futaie, à surface terrière équivalente, en chênaie-charmaie-hêtraie acidicline (16 espèces sur 400 m² pour les strates 0-2 m, en forêt domaniale de Montargis [CHEVALIER, 2003]).

Tableau 4 - Richesse spécifique locale Totale et des 4 groupes d'espèces de forêts anciennes, suivant l'ancienneté de la forêt.

Richesse spécifique locale	Forêts Récentes *(n = 29)*	Forêts Anciennes *(n = 29)*	p-ANOVA	
% Couvert sous-bois	105	101	0,6725	NS
SL Totale	21,4	22,7	0,4084	NS
SL Dupouey	3,66	5,62	0,0008	★★★
SL Hermy 1	6,66	8,97	0,0001	★★★
SL Hermy 3	4,66	6,72	< 0,0001	★★★
SL Hermy 5	2,34	3,79	< 0,0001	★★★



En revanche, nous obtenons des différences hautement significatives entre forêts récentes et anciennes pour les 4 groupes d'espèces de forêts anciennes. Le nombre d'espèces varie entre 2,3 et 6,7 suivant le groupe pour les forêts récentes et entre 3,8 et 9,0 pour les forêts anciennes. Les valeurs de probabilité sont les plus faibles pour Hermy 3 et Hermy 5 ($p < 0,0001$). Sur la Figure 1, la discrimination entre forêts récentes et anciennes est très nette pour les 4 groupes, avec un léger avantage pour Hermy 3, qui cumule de faibles intervalles de confiance (meilleur que Dupouey et Hermy 1) avec un écart élevé entre les moyennes (plus élevé que Dupouey et Hermy 5).

Figure 1 - Richesse spécifique locale en espèces de forêts anciennes, suivant l'ancienneté de la forêt.

Résultats sur la fréquence des espèces

Les fréquences de toutes les espèces figurent en Annexe 1. Le Tableau 5 présente les seules espèces qui ont une préférence ou une indifférence avérée entre les deux modalités testées.

Tableau 5 - Préférence des espèces pour les forêts récentes ou anciennes, avec :
- Dupouey : valeur 1 si l'espèce est mentionnée par DUPOUEY *et al.*, 2002,
- Hermy : valeur 1 à 22 correspondant aux nombre de citations par HERMY *et al.*, 1999,
- % FR : fréquence pour les 29 relevés de forêts récentes,
- % FA : fréquence pour les 29 relevés de forêts anciennes.

Préférence	Nom latin [KERGUELEN, 1999]	Dupouey	Hermy	% FR	% FA	p. Fisher
Préférentielles Forêts Anciennes	***Corylus avellana* L.**	**1**	**6**	**52%**	**93%**	**✱✱✱**
	***Paris quadrifolia* L.**	**1**	**12**	**3%**	**24%**	**✱**
	***Carex sylvatica* Hudson**	**1**	**8**	**34%**	**62%**	**Tend**
	***Geum urbanum* L.**			**34%**	**62%**	**Tend**
	***Scrophularia nodosa* L.**	**1**	**1**	**0%**	**14%**	**Tend**
Préférentielles Forêts Récentes	***Prunus avium* L.**			**17%**	**0%**	**✱**
	***Cardamine pratensis* L.**			**21%**	**3%**	**Tend**
	***Carex acutiformis* Ehrh.**			**14%**	**0%**	**Tend**
	***Humulus lupulus* L.**			**14%**	**0%**	**Tend**
	***Rhamnus cathartica* L.**	**1**	**3**	**14%**	**0%**	**Tend**
Indifférentes	*Acer pseudoplatanus* L.	**1**		34%	31%	NS
	Arum maculatum L.	**1**		62%	66%	NS
	Cornus sanguinea L.		**4**	97%	97%	NS
	Crataegus monogyna Jacq.			100%	97%	NS
	Evonymus europaeus L.		**7**	79%	86%	NS
	Filipendula ulmaria (L.) Maxim.			24%	24%	NS
	Fraxinus excelsior L.			97%	100%	NS
	Galeopsis tetrahit L.			45%	45%	NS
	Glechoma hederacea L.			41%	38%	NS
	Ligustrum vulgare L.			76%	69%	NS
	Quercus robur L.			41%	38%	NS
	Rosa arvensis Hudson			21%	21%	NS
NS mais tendance non attendue	*Ulmus minor* Miller		**2**	69%	59%	NS
	Viburnum opulus L.		**2**	41%	34%	NS

Nous constatons que seulement 3 espèces présentent une différence significative : *Corylus avellana* et *Paris quadrifolia* à l'avantage des forêts anciennes, *Prunus avium* à l'avantage des forêts récentes. Les deux premières espèces figurent dans les listes de DUPOUEY *et al.* [2002] et de HERMY *et al.* [1999], alors que la dernière n'y figure pas. Il n'est pas étonnant d'avoir si peu de résultats significatifs en raison de la forte proportion d'espèces représentées dans un faible nombre de relevés, effectifs trop faibles pour dégager des différences significatives.

Nous avons cependant identifié 7 espèces supplémentaires qui présentent une tendance ($p \leq 0,10$) :
- 3 pour les forêts anciennes, *Carex sylvatica* et *Scrophularia nodosa* qui figurent sur les deux listes d'espèces de forêts anciennes, et *Geum urbanum* qui n'y figure pas ;
- 4 pour les forêts récentes, *Cardamine pratensis*, *Carex acutiformis*, *Humulus lupulus* et *Rhamnus cathartica*, cette dernière figurant sur les 2 listes d'espèces de forêts anciennes.

Nous avons aussi identifié 12 espèces indifférentes, dont 2 qui figurent sur la liste de DUPOUEY *et al.* [2002] (*Acer pseudoplatanus*, *Arum maculatum*) et 2 qui figurent sur la liste de HERMY *et al.* [1999] (*Cornus sanguinea*, *Evonymus europaeus*). Nous avons aussi identifié 2 espèces sans différence significative mais qui auraient tendance à préférer les forêts récentes aux forêts anciennes, alors qu'elles sont citées dans la liste de HERMY *et al.* [1999] : *Ulmus minor* et *Viburnum opulus*.

Nous pouvons constater que 8 des 12 (67 %) espèces indifférentes sont des espèces ligneuses contre seulement 3 (30 %) des 10 espèces préférentielles. Par ailleurs, parmi les 7 espèces des listes de DUPOUEY *et al.* [2002] et de HERMY *et al.* [1999], qui sont Préférentielles des forêts récentes, indifférentes ou à tendance non attendue, 86 % sont des espèces ligneuses. Les espèces ligneuses auraient donc un moindre caractère indicateur des forêts anciennes pour notre zone d'étude.

Adaptation de la liste de Hermy 3 à la zone d'étude

Suite aux résultats obtenus pour chaque espèce, nous avons essayé d'adapter la liste de HERMY *et al.* [1999] concernant les espèces citées en tant que de forêts anciennes dans au moins 3 des 22 publications étudiées (Hermy 3). Nous avons alors envisagé 2 situations que nous avons comparées à liste Hermy 3 initiale :

- rajout de *Geum urbanum* et suppression de *Cornus sanguinea, Evonymus europaeus, Rhamnus cathartica*, liste que nous appellerons Hermy Adapt.
- suppression de toutes les espèces ligneuses que nous appellerons Hermy Herb.

Les résultats concernant la richesse locale sont présentés sur la Figure 2. Comme pour Hermy 3, la différence entre forêts récentes et anciennes, est hautement significative pour Hermy Adapt. ($p < 0,0001$).

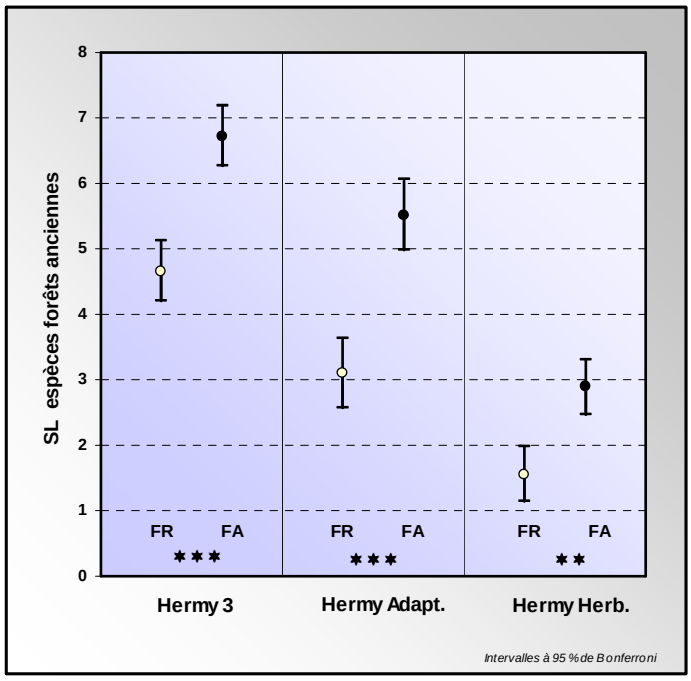


Figure 2 - Richesse spécifique locale en espèces de forêts anciennes, suivant l'ancienneté de la forêt, pour la liste de HERMY et al. [1999] adaptée à la zone d'étude.

L'écart entre les moyennes et l'intervalle de confiance sont légèrement plus élevés pour Hermy Adapt. par rapport à Hermy 3 (2,4 au lieu de 2,1 espèces pour l'écart des moyennes, + ou – 0,54 au lieu de 0,46 pour l'intervalle de confiance).

Le gain apporté par l'ajout ou le retrait d'espèces, de la liste Hermy 3, suivant leur préférence ou indifférence à l'ancienneté de la forêt constatées sur la zone d'étude, n'apporte donc qu'une très légère amélioration ; ceci d'autant plus que le test du gain aurait dû être réalisé sur un échantillon indépendant pour un gain attendu encore moindre. Cette faible amélioration pourrait s'expliquer par le rôle important joué par des espèces représentées dans trop peu de relevés pour être significativement plus observées dans les forêts anciennes mais qui, par le poids du nombre, contribuent à discriminer les deux types de forêts. L'efficacité du concept de « Groupe Écologique » prendrait alors tout son sens.

Si l'on retire les espèces ligneuses de la liste Hermy 3 (Hermy Herb.), les forêts anciennes et récentes sont moins bien discriminées (différence moins significative : $p = 0,0022$ au lieu de $p < 0,0001$, moindre écart des moyennes : 1,3 au lieu de 2,1 espèces). Le moindre caractère indicateur des espèces ligneuses, mis en avant précédemment sur notre zone d'étude, n'est donc pas généralisable. Sur le jeu de données étudié, c'est d'ailleurs une espèce ligneuse qui est la plus liée aux forêts anciennes (*Corylus avellana*).

DISCUSSION

La comparaison de nos échantillons de forêts récentes et de forêts anciennes, issus des vallées de Champagne, a permis d'obtenir des différences hautement significatives sur la richesse locale en espèces de forêts anciennes. Ces différences très marquées résultent de la conjonction de la pertinence de deux outils que sont, d'une part la carte d'État-Major au 1/40 000° dans sa version originale en couleur, d'autre part les listes d'espèces de forêts anciennes établies pour l'Europe de l'Ouest [HERMY *et al.*, 1999 ; DUPOUEY *et al.*, 2002].

Les résultats sont moins marqués au niveau des préférences et indifférences de chaque espèce, principalement du fait que la majorité des espèces sont représentées sur seulement quelques relevés. En conséquence, les essais d'adaptation des listes à la zone d'étude n'apportent, dans le meilleur des cas, qu'une légère amélioration. La liste de HERMY *et al.* [1999], pour laquelle on ne conserve que les espèces citées dans au moins 3 des 22 publications étudiées par les auteurs, nous paraît être la plus pertinente pour les vallées de Champagne, bien que les autres listes (Dupouey, Hermy 1, Hermy 5) demeurent tout à fait acceptables.

En ce qui concerne la richesse globale, les espèces de forêts anciennes sont à peine plus nombreuses pour notre échantillon de forêts anciennes. Ce résultat va dans le sens des propos de DUPOUEY *et al.* [2002], qui signale que les espèces de forêts anciennes ne sont pas absentes des forêts récentes, elles y sont juste moins fréquentes.

C'est donc au niveau local, à l'échelle de l'enveloppe de chaque forêt constatée sur le terrain, que la notion de forêt ancienne prend toute sa dimension. Les mécanismes fonctionnels sont assez connus. Lorsqu'une forêt est détruite, certaines espèces, qui demandent une ambiance forestière pour se maintenir, subissent une extinction locale. Si, des années plus tard, une forêt s'installe naturellement en ce même endroit, des espèces répondant à ces nouvelles conditions écologiques le coloniseront. Parmi celles-ci, certaines arriveront très tardivement, principalement du fait de leur faible capacité de colonisation, tenant surtout au faible pouvoir de migration depuis la plus proche forêt ancienne environnante. Ce mécanisme, est bien connu pour la flore vasculaire [BRUNET & VON OHEIMB, 1998]. Par ailleurs, la flore des forêts anciennes est contrainte par l'eutrophisation des sols (phosphore, azote), liée aux usages de l'homme [HERMY *et al.*, 1999], qui favorise une flore compétitive rudérale [DUPOUEY *et al.*, 2002]. Il n'est donc pas étonnant que nous obtenions des résultats aussi nets dans les vallées de Champagne où les phénomènes d'eutrophisation par les nappes et les usages agricoles sont particulièrement marqués.

CONCLUSION

L'importance de la flore vasculaire des forêts anciennes, que nous avons pu constater de façon très nette dans les forêts des vallées de Champagne, repose sur des aspects fonctionnels des communautés végétales. Bien que cela ne soit pas ou très peu étudié pour les autres groupes biologiques, il est fort probable que la biodiversité des autres espèces végétales et animales, à la fois spécifiques à la forêt et peu mobiles, soit aussi concernée. Les forêts anciennes auraient donc un rôle majeur pour la conservation des écosystèmes forestiers, et la flore des forêts anciennes constituerait un indicateur puissant pour l'évaluation de leur état de conservation, tout particulièrement dans les régions peu boisées telles que les vallées de Champagne.

Cependant, nous devons constater que le critère de forêt ancienne est quasiment négligé lorsqu'il s'agit de préserver la biodiversité forestière (études d'impacts, Directive Habitats, … mais aussi travaux scientifiques). Dans les indicateurs de gestion durable des forêts françaises [MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE, 2006], pour le Critère « 4 - Maintien, conservation, et amélioration appropriée de la diversité biologique dans les écosystèmes forestiers », et pour l'Indicateur « 4.3 - Caractère naturel », il est fait mention de la notion de forêt ancienne. Cependant, celle-ci n'est pas utilisée, la superficie forestière étant répartie entre les catégories forêts non perturbées, forêts semi-naturelles et plantations.

La France a la chance de disposer de la carte d'État-Major dans sa présentation originelle en couleur au 1/40 000°, d'une extrême précision comme nous avons pu le constater dans les vallées de Champagne. S'il est facile de les consulter ou d'en obtenir des extraits photocopiés auprès de l'IGN, ces cartes ne sont pas éditées et ne sont pas utilisables actuellement à des fins cartographiques de qualité. Il s'agit pourtant d'un document primordial pour aider à la conservation des écosystèmes forestiers français. Sa mise à disposition du citoyen, sous forme numérique (après mise en cohérence cartographique pour faciliter les superpositions), constituerait une opportunité majeure pour faciliter le travail de tous ceux qui œuvrent à la gestion durable des écosystèmes forestiers, y compris les scientifiques qui, en ignorant la notion de forêt ancienne, peuvent biaiser leurs travaux de recherche forestière.

BIBLIOGRAPHIE

AFOCEL, CEMAGREF, CFPPA DE CROGNY, CRPF DE CHAMPAGNE-ARDENNE, CNPPF, IDF & IFN, 2005. - *Biodiversité floristique, entomologique et ornithologique des vallées alluviales de Champagne-Ardenne. Rôle de l'antécédent historique et de l'intensité des entretiens des peupleraies, en interaction avec la station*. Réponse à l'Appel à propositions de recherche ECOFOR BGF, 34 p.

BENSETTITI F., RAMEAU J.C. & CHEVALLIER H., 2001. - *Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 1. Habitats forestiers*. Paris, La Documentation Française, 423 p.

BRUNET J. & VON OHEIMB G., 1998 - Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology*, **86** (3) : 429-438.

CASSINI, 1815 - *Carte géométrique de la France dite "Carte de Cassini". Echelle 1/86 400°*. Bouffemont, CDIP, Cederom.

CHEVALIER R., 2003. - *Sylviculture du Chêne et biodiversité végétale spécifique. Étude d'une forêt en conversion vers la futaie régulière : la forêt domaniale de Montargis (45)*. Mémoire pour l'obtention du diplôme de l'École Pratique des Hautes Études. Nogent-sur-Vernisson, Cemagref, 111 p.

DUPOUEY J.L., SCIAMA D., DAMBRINE E. & RAMEAU J.C., 2002. - La végétation des forêts anciennes. *Revue Forestière Française*, **54** (6) : 521-532.

ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULIßEN D., 1992. - *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Göttingen, Verlag Goltze,. 248 p.

GALLAND M., 2007. - *Influence du précédent cultural sur la biodiversité floristique des forêts alluviales de Champagne*. Mémoire BTSA Gestion Forestière. Nogent-sur-Vernisson, Cemagref. 29 p.

HERMY M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM C. & LAWESSON J.E., 1999. - An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, **91** (1) : 9-22.

IGN, en ligne. - *Institut Géographique National. l'information géographique*. Disponible sur Internet : < http://www.ign.fr > (consulté le 11 mars 2008).

INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL, 1999. - *Département de l'Aube. Troisième inventaire forestier du département (1994)*. Nogent sur Vernisson, Inventaire Forestier National, 142 p. Disponible sur Internet : < http://www.ifn.fr/spip/IMG/pdf/IFN_10_3_AUBE.pdf >.

INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL, 2001. - *Département de la Marne. Troisième inventaire forestier du département (1997)*. Nogent sur Vernisson, Inventaire Forestier National, 166 p. Disponible sur Internet < http://www.ifn.fr/spip/IMG/pdf/IFN_51_3_MARNE.pdf >.

KERGUELEN M., 1999. - *Index synonymique de la flore de France. Mise à jour : octobre 1999*. Disponible sur Internet : < http://www2.dijon.inra.fr/flore-france/index.htm > (consulté le 11 mars 2008).

KOERNER W., CINOTTI B., JUSSY J.H. & BENOIT M., 2000. - Évolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIX^{e} siècle : identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés. *Revue Forestière Française*, **52** (3) : 249-269.

MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE, 2006. - *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises - Edition 2005*. Paris, MAP, 148 p. Disponible sur Internet < http://www.ifn.fr/spip/rubrique.php3?id_rubrique=80 >.

Annexe 1 (début) - Liste et fréquence des espèces suivant l'ancienneté de la forêt.

Les valeurs en gras concernent les espèces de forêts anciennes, avec :

- Dupouey : valeur 1 si l'espèce est mentionnée par DUPOUEY *et al.*, 2002,
- Hermy : valeur 1 à 22 correspondant aux nombre de citations par HERMY *et al.*, 1999,
- % Tot : fréquence pour l'ensemble des relevés (58),
- % FR : fréquence pour les 29 relevés de forêts récentes,
- % FA : fréquence pour les 29 relevés de forêts anciennes.

Nom latin [KERGUELEN, 1999]	**Nom français**	**Dupouey**	**Hermy**	**% Tot**	**% FR**	**% FA**	**p. Fisher**
***Acer campestre* L.**	**Érable champêtre**	**1**	**3**	**59%**	**48%**	**69%**	**NS**
Acer platanoides L.	Érable Plane			7%	10%	3%	NS
***Acer pseudoplatanus* L.**	**Érable sycomore**	**1**		**33%**	**34%**	**31%**	**NS**
Aesculus hippocastanum L.	Marronnier d'Inde			3%	3%	3%	NS
***Ajuga reptans* L.**	**Bugle rampante**	**1**		**2%**	**3%**	**0%**	**NS**
Alliaria petiolata (M. Bieb.) Cavara & Grande	Alliaire			9%	7%	10%	NS
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	Aulne glutineux			5%	3%	7%	NS
Angelica sylvestris L.	Angélique sauvage			22%	21%	24%	NS
Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm.	Cerfeuil des bois			2%	0%	3%	NS
Arctium lappa L.	Grande bardane			2%	3%	0%	NS
Arrhenatherum elatius (L.) P. Beauv. ex J. & C. Presl	Fromental élevé			2%	3%	0%	NS
***Arum maculatum* L.**	**Gouet tacheté**	**1**		**64%**	**62%**	**66%**	**NS**
Atriplex prostrata Boucher ex DC. in Lam. & DC.	Arroche couchée			2%	3%	0%	NS
***Brachypodium sylvaticum* (Hudson) P. Beauv.**	**Brachypode des bois**		**2**	**48%**	**45%**	**52%**	**NS**
Bromus erectus Hudson	Brome dressé			2%	0%	3%	NS
Caltha palustris L.	Populage des marais			2%	0%	3%	NS
Calystegia sepium (L.) R. Br.	Liseron des haies			10%	10%	10%	NS
Cardamine pratensis L.	Cardamine des prés			12%	21%	3%	Tend
Carex acutiformis Ehrh.	Laîche des marais			7%	14%	0%	Tend
Carex flacca Schreber	Laîche glauque			12%	7%	17%	NS
Carex muricata L. subsp. lamprocarpa Celak.	Laîche de Paira			3%	7%	0%	NS
***Carex pendula* Hudson**	**Laîche pendante**	**1**	**5**	**9%**	**3%**	**14%**	**NS**
***Carex remota* L.**	**Laîche à épis espacés**	**1**	**6**	**17%**	**17%**	**17%**	**NS**
Carex riparia Curtis	Laîche des rives			5%	3%	7%	NS
***Carex sylvatica* Hudson**	**Laîche des bois**	**1**	**8**	**48%**	**34%**	**62%**	**Tend**
Carex tomentosa L.	Laîche tomenteuse			2%	3%	0%	NS
Carex vulpina L.	Laîche des renards			2%	0%	3%	NS
Carpinus betulus L.	Charme			3%	3%	3%	NS
Chaerophyllum temulum L.	Cerfeuil penché			3%	7%	0%	NS
***Circaea lutetiana* L.**	**Circée de Paris**	**1**	**4**	**34%**	**28%**	**41%**	**NS**
Cirsium vulgare (Savi) Ten.	Cirse commun			3%	7%	0%	NS
***Clematis vitalba* L.**	**Clématite des haies**		**1**	**33%**	**28%**	**38%**	**NS**
***Convallaria majalis* L.**	**Muguet**	**1**	**1**	**2%**	**0%**	**3%**	**NS**
***Cornus sanguinea* L.**	**Cornouiller sanguin**		**4**	**97%**	**97%**	**97%**	**NS**
***Corylus avellana* L.**	**Noisetier**	**1**	**6**	**72%**	**52%**	**93%**	**✶✶✶**
***Crataegus laevigata* (Poiret) DC.**	**Aubépine épineuse**	**1**	**5**	**17%**	**10%**	**24%**	**NS**
Crataegus monogyna Jacq.	Aubépine à un style			98%	100%	97%	NS
Deschampsia cespitosa (L.) P. Beauv.	Canche cespiteuse			14%	10%	17%	NS
***Dryopteris filix-mas* (L.) Schott**	**Fougère mâle**	**1**	**3**	**3%**	**0%**	**7%**	**NS**
Epilobium hirsutum L.	Épilobe hirsute			7%	10%	3%	NS
***Epilobium montanum* L.**	**Epilobe des montagnes**	**1**	**3**	**2%**	**3%**	**0%**	**NS**
Epilobium parviflorum Schreber	Epilobe à petites fleurs			5%	7%	3%	NS
Epilobium tetragonum L.	Épilobe à quatre angles			2%	0%	3%	NS
Equisetum arvense L.	Prêle des champs			2%	3%	0%	NS
Eupatorium cannabinum L.	Eupatoire chanvrine			7%	10%	3%	NS
***Evonymus europaeus* L.**	**Fusain d'Europe**		**7**	**83%**	**79%**	**86%**	**NS**
***Festuca gigantea* (L.) Vill.**	**Fétuque géante**	**1**	**4**	**2%**	**0%**	**3%**	**NS**
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.	Reine des prés			24%	24%	24%	NS
***Fragaria vesca* L.**	**Fraisier des bois**	**1**		**2%**	**0%**	**3%**	**NS**

Annexe 1 (suite 1) - Liste et fréquence des espèces suivant l'ancienneté de la forêt.

Nom latin [KERGUELEN, 1999]	**Nom français**	**Dupouey**	**Hermy**	**% Tot**	**% FR**	**% FA**	**p. Fisher**
Frangula dodonei Ard.	Bourdaine			2%	0%	3%	NS
Fraxinus excelsior L.	Frêne élevé			98%	97%	100%	NS
Galeopsis tetrahit L.	Galéopsis tétrahit			45%	45%	45%	NS
Galium aparine L.	Gaillet gratteron			52%	59%	45%	NS
Galium mollugo L.	Gaillet Mollugine			2%	3%	0%	NS
Galium palustre L.	Gaillet des marais			5%	7%	3%	NS
Geranium robertianum L.	Géranium Herbe à Robert			14%	17%	10%	NS
Geum urbanum L.	Benoîte commune			48%	34%	62%	Tend
Glechoma hederacea L.	Lierre terrestre			40%	41%	38%	NS
Hedera helix L.	Lierre grimpant			76%	86%	66%	NS
Heracleum sphondylium L.	Berce commune			3%	7%	0%	NS
Holcus lanatus L.	Houlque laineuse			2%	3%	0%	NS
Humulus lupulus L.	Houblon			7%	14%	0%	Tend
Iris pseudacorus L.	Iris faux acore			14%	17%	10%	NS
Juglans regia L.	Noyer			9%	7%	10%	NS
***Lamium galeobdolon* (L.) L.**	**Lamier jaune**	**1**	**9**	**2%**	**3%**	**0%**	**NS**
Lapsana communis L.	Lampsane commune			5%	7%	3%	NS
Ligustrum vulgare L.	Troène commun			72%	76%	69%	NS
***Listera ovata* (L.) R. Br.**	**Listère ovale**	**1**	**3**	**12%**	**7%**	**17%**	**NS**
***Lonicera periclymenum* L.**	**Chèvrefeuille des bois**		**1**	**5%**	**3%**	**7%**	**NS**
***Lonicera xylosteum* L.**	**Chèvrefeuille à balais**		**1**	**9%**	**10%**	**7%**	**NS**
Lycopus europaeus L.	Lycope d'Europe			3%	7%	0%	NS
Lysimachia nummularia L.	Lysimaque nummulaire			5%	7%	3%	NS
Lysimachia vulgaris L.	Grande Lysimaque			2%	0%	3%	NS
Lythrum salicaria L.	Salicaire commune			2%	0%	3%	NS
***Malus sylvestris* Miller**	**Pommier sauvage**		**3**	**9%**	**10%**	**7%**	**NS**
***Milium effusum* L.**	**Millet diffus**	**1**	**8**	**3%**	**0%**	**7%**	**NS**
Myosotis arvensis Hill	Myosotis des champs			2%	0%	3%	NS
Ornithogalum pyrenaicum L.	Ornithogale des Pyrénées			17%	17%	17%	NS
***Paris quadrifolia* L.**	**Parisette à quatre feuilles**	**1**	**12**	**14%**	**3%**	**24%**	**✱**
Pimpinella major (L.) Hudson	Grand boucage			3%	3%	3%	NS
Platanthera bifolia (L.) L.C.M. Richard	Platanthère à deux feuilles			5%	0%	10%	NS
Poa trivialis L.	Pâturin commun			19%	17%	21%	NS
Populus ×canescens (Aiton) Sm.	Peuplier grisard			10%	7%	14%	NS
Populus alba L.	Peuplier blanc			2%	3%	0%	NS
Populus tremula L.	Peuplier tremble			3%	3%	3%	NS
***Primula elatior* (L.) Hill**	**Primevère élevée**	**1**	**11**	**2%**	**3%**	**0%**	**NS**
Primula veris L.	Primevère officinale			2%	3%	0%	NS
Prunus avium L.	Merisier			9%	17%	0%	✶
Prunus padus L.	Cerisier à grappes			3%	3%	3%	NS
Prunus spinosa L.	Prunellier			57%	62%	52%	NS
Quercus robur L.	Chêne pédonculé			40%	41%	38%	NS
***Ranunculus auricomus* L.**	**Renoncule à têtes d'or**	**1**	**8**	**22%**	**17%**	**28%**	**NS**
Ranunculus ficaria L.	Ficaire			26%	17%	34%	NS
Ranunculus repens L.	Renoncule rampante			3%	7%	0%	NS
***Rhamnus cathartica* L.**	**Nerprun purgatif**	**1**	**3**	**7%**	**14%**	**0%**	**Tend**
Ribes rubrum L.	Groseillier rouge			74%	69%	79%	NS
Ribes uva-crispa L.	Groseillier à maquereaux			2%	0%	3%	NS
***Roegneria canina* (L.) Nevski**	**Chiendent des chiens**	**1**	**3**	**9%**	**7%**	**10%**	**NS**
Rosa arvensis Hudson	Rosier des champs			21%	21%	21%	NS
Rosa canina L.	Rosier des chiens			7%	10%	3%	NS
Rubus caesius L.	Ronce bleuâtre			69%	62%	76%	NS
Rubus fruticosus L.	Ronce commune			3%	0%	7%	NS
Rumex conglomeratus Murray	Patience agglomérée			2%	3%	0%	NS

Annexe 1 (suite 2 et fin) - Liste et fréquence des espèces suivant l'ancienneté de la forêt.

Nom latin [KERGUELEN, 1999]	**Nom français**	**Dupouey**	**Hermy**	**% Tot**	**% FR**	**% FA**	**p. Fisher**
Rumex obtusifolius L.	Patience à feuilles obtuses			2%	3%	0%	NS
Rumex sanguineus L.	Patience sanguine			29%	24%	34%	NS
Salix caprea L.	Saule marsault			2%	0%	3%	NS
Salix cinerea L.	Saule cendré			7%	7%	7%	NS
Sambucus nigra L.	Sureau noir			12%	14%	10%	NS
***Scrophularia nodosa* L.**	**Scrofulaire noueuse**	**1**	**1**	**7%**	**0%**	**14%**	**Tend**
Senecio erucifolius L.	Séneçon à feuilles de roquette			2%	3%	0%	NS
Senecio jacobaea L.	Séneçon jacobée			2%	3%	0%	NS
Silene latifolia Poir. subsp. alba (Mill.) Greuter & Burdet	Compagnon blanc			2%	0%	3%	NS
Solanum dulcamara L.	Morelle douce-amère			22%	24%	21%	NS
***Solidago virgaurea* L.**	**Solidage verge-d'or**	**1**		**2%**	**3%**	**0%**	**NS**
Sonchus asper (L.) Hill	Laiteron rude			5%	10%	0%	NS
***Stachys sylvatica* L.**	**Epiaire des bois**		**4**	**26%**	**17%**	**34%**	**NS**
Symphytum officinale L.	Grande consoude			5%	3%	7%	NS
***Tamus communis* L.**	**Tamier commun**		**1**	**2%**	**0%**	**3%**	**NS**
Taraxacum officinale Weber	Pissenlit dent de lion			7%	10%	3%	NS
Thalictrum flavum L.	Pigamon jaune			2%	0%	3%	NS
***Tilia cordata* Miller**	**Tilleul à petites feuilles**	**1**	**4**	**2%**	**0%**	**3%**	**NS**
Ulmus glabra Hudson	Orme de montagne			2%	0%	3%	NS
***Ulmus laevis* Pallas**	**Orme pédonculé**		**2**	**7%**	**3%**	**10%**	**NS**
***Ulmus minor* Miller**	**Orme champêtre**		**2**	**64%**	**69%**	**59%**	**NS**
Urtica dioica L.	Ortie dioique			34%	38%	31%	NS
Valeriana officinalis L. subsp. repens (Host) O.Bolòs & Vigo	Valériane rampante			9%	10%	7%	NS
Veronica chamaedrys L.	Véronique petit chêne			3%	3%	3%	NS
***Viburnum opulus* L.**	**Viorne obier**		**2**	**38%**	**41%**	**34%**	**NS**
Vicia cracca L.	Vesce de Cracovie			2%	0%	3%	NS
***Vinca minor* L.**	**Petite pervenche**	**1**	**3**	**2%**	**0%**	**3%**	**NS**
Viola hirta L.	Violette hérissée			3%	3%	3%	NS
Viola odorata L.	Violette odorante			3%	3%	3%	NS
***Viola reichenbachiana* Jordan ex Boreau**	**Violette des bois**	**1**	**8**	**16%**	**10%**	**21%**	**NS**

ANNEXE 2b : Plaquette à paraître en 2009 ou 2010

(dans un dossier de vulgarisation du CRPF Champagne-Ardenne)

Itinéraires techniques favorisant la biodiversité dans les vallées alluviales

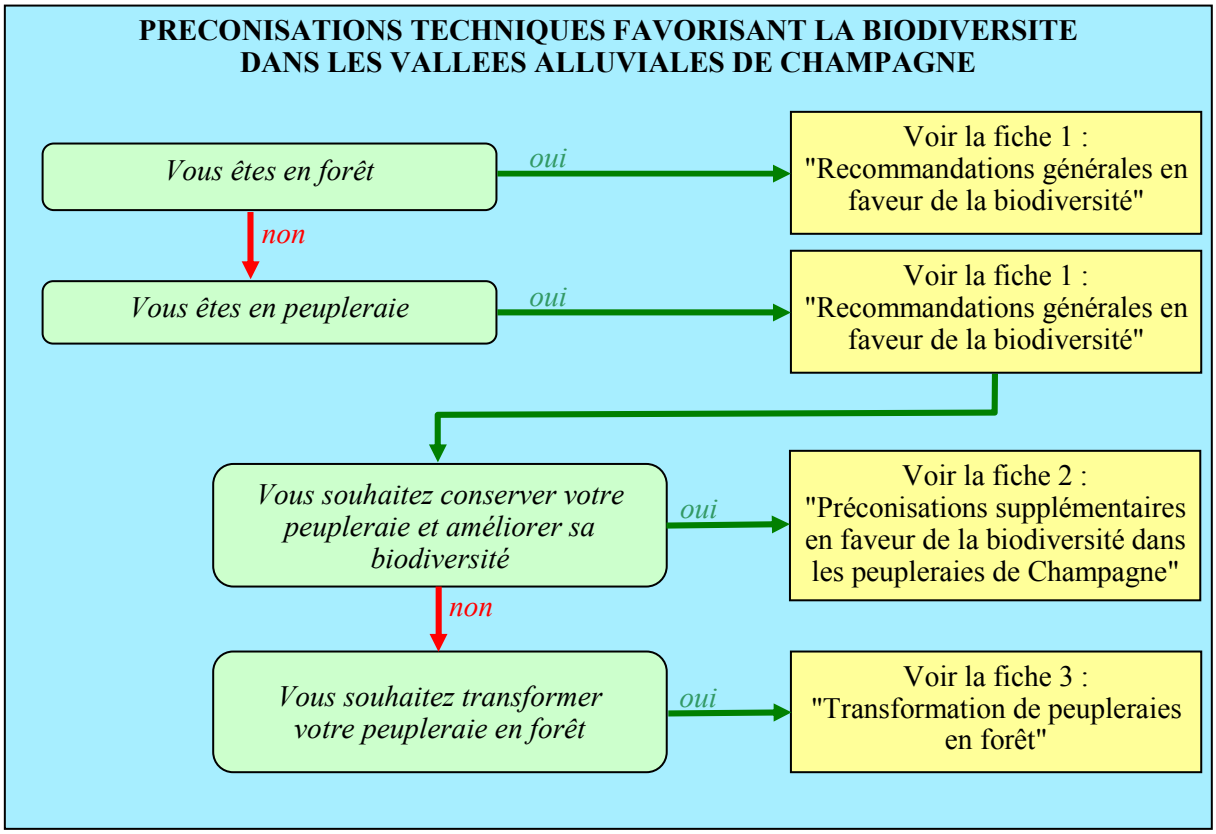
Pierre GONIN *

** IDF / CNPPF Maison de la Forêt, 7 chemin de la Lacade, 31320 Auzeville Tolosane, pierre.gonin@cnppf.fr.

Gestion et biodiversité

Préconisations en faveur de la biodiversité dans les vallées alluviales de Champagne

Les stations alluviales étant naturellement propices à la production du peuplier en Champagne, les itinéraires populicoles sont assez extensifs (voir fiche "Plantation"), ce qui est plutôt favorable à la biodiversité par rapport à des itinéraires plus intensifs. Les études conduites sur les peupleraies, mais aussi dans les forêts[1], montrent que la diversité biologique peut y être améliorée. En fonction des peuplements et des objectifs d'amélioration de la biodiversité, on pourra suivre une ou plusieurs préconisations décrites dans les fiches "Gestion et biodiversité", que l'on choisira à l'aide du schéma ci-après.



Contexte d'utilisation

Les préconisations sont surtout orientées vers l'augmentation de la **diversité des espèces**. Elles ne couvrent donc pas tous les aspects de la biodiversité : diversité des habitats, diversité génétique (des plants introduits ou des peuplements naturels avec la prise en compte du risque de pollution génétique). Toutes les préoccupations environnementales ne sont également pas traitées, comme la conservation des espèces et des habitats remarquables qui nécessite une gestion appropriée (voir pour cela les documents spécifiques, tels que "*Les espèces forestières vulnérables de Champagne-Ardenne*" publié par l'ACCF).

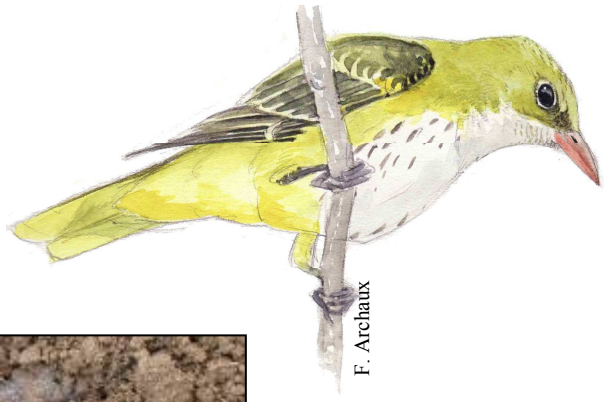
Les recommandations sont destinées à **améliorer globalement la biodiversité**, sans privilégier un groupe d'espèces en particulier parmi la végétation, les insectes, les oiseaux… Seules quelques actions orientées vers un groupe d'espèces aux exigences particulières (ex. des hautes herbes de mégaphorbiaies) peuvent avoir une incidence défavorable sur d'autres groupes (ex. des espèces forestières).

Si certaines recommandations peuvent être appliquées à l'échelle de la **parcelle** ou de ses lisières (diversifier les essences…), d'autres doivent être raisonnées à l'échelle du **massif** (répartition des milieux ouverts…), en tenant compte de l'environnement de la parcelle.

[1] : le terme forêt désigne tous les boisements alluviaux autres que la peupleraie

P. Gonin

R. Chevalier


F. Archaux

Fiches techniques éditées par le **CRPF Champagne-Ardenne** en 2009.

Rédacteur principal et coordination : P. **Gonin** (IDF).

Relecture et contribution : M. **Tétard** (CA 51), F. **Archaux**, R. **Chevalier**, E. **Dauffy-Richard**, M. **Gosselin**, et Y. **Paillet** (Cemagref), Y. **Brouillard** et C. **Parisot** (CPNCA et ANVL), Y. **Dehoche** et S. **Gaudin** (CRPF Champagne-Ardenne), L. **Larrieu** (CRPF Midi-Pyr), D. **François** (FBE), A. **Berthelot** (FCBA), C. **Genin** (GFM), C. **Pichery** (Gr. Champ.), C. **Gauberville** et E. **Paillassa** (IDF), V. **Avenas** (ONF).

Document réalisé dans le cadre du programme de recherche « Biodiversité et gestion forestière » : *Biodiversité floristique, entomologique et ornithologique des vallées alluviales de Champagne-Ardenne. Rôle de l'antécédent historique et de l'intensité des entretiens des peupleraies, en interaction avec la station et en référence aux habitats forestiers et prairiaux subnaturels.*

Financement : MEEDEAT – GIP Ecofor

Gestion et biodiversité - 1

Recommandations générales en faveur de la biodiversité dans les boisements alluviaux

Les recommandations habituelles en faveur de la qualité des travaux ont un impact favorable sur la biodiversité, en particulier celles qui concernent la **conservation du sol**. Au-delà de la diversité globale, il faut veiller à **préserver les espèces remarquables ou typiques des vallées** (lianes…), et à l'inverse **limiter l'impact des espèces invasives**.
L'intérêt du gestionnaire doit également se porter sur les habitats associés aux boisements - **milieux ouverts et habitats aquatiques** - car ils abritent de nombreuses espèces particulières. Enfin, certains arbres peuvent receler une valeur insoupçonnée en matière de biodiversité - **arbres morts** ou possédant des singularités (**microhabitats**) - qu'il s'agit de préserver.
Ces préconisations sont applicables aussi bien en peupleraie qu'en forêt[1] ; elles viennent en complément de celles spécifiques aux peupleraies (voir fiche 2). Leur incidence est indiquée au niveau de la biodiversité globale (bénéfice estimé à dire d'expert) et au niveau économique (dépenses ou recettes).

I - Conserver le bois mort et les arbres à microhabitats

1. Pourquoi ?

Le **bois mort** est un habitat essentiel en matière de biodiversité car il abrite des espèces particulières qui représentent 25 % de l'ensemble des espèces forestières. La composition de ces groupements dépend de la quantité de bois mort mais aussi de ses caractéristiques : essence, dimensions, position sur pied ou au sol, degré de décomposition…

Les **microhabitats** correspondent à des singularités de l'arbre qui sont occupées par des espèces particulières : trous de pic et autres cavités utilisés par oiseaux, chauves-souris, champignons, insectes…, plaies ou zones dépérissantes de l'arbre, coulées de sèves ou champignons utilisés comme source de nourriture…

Idéalement, ces arbres doivent être pour partie dispersés dans la parcelle et pour partie groupés en îlots.

2. Où ?

Préconisations destinées aux **peupleraies**, aux **forêts** et à leur **bordure**, applicables à l'échelle de la **parcelle** ou du **massif**.

3. Comment ?

La conservation du bois morts et des arbres à microhabitats nécessite de tenir compte des contraintes de sécurité et des risques de dégradation des habitats aquatiques (chute d'arbres dans les plans d'eau) ou de fermeture des milieux ouverts. Ces arbres seront également choisis en tenant compte de leur incidence possible sur les peupleraies adjacentes (ombrage…).

P. Gonin

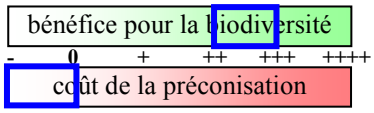
Habituellement, les peupliers cassés ou secs et les troncs tombés au sol ne sont enlevés qu'au moment de la coupe définitive, sauf en cas de dégâts importants. Il en est de même en forêt où de tels arbres ne sont récoltés entre deux coupes que lorsqu'ils sont de grande valeur.

➔Pour augmenter la quantité de bois mort dans les forêts, il est préconisé de **laisser quelques souches hautes** au moment des exploitations, **voire les purges** dans les zones non soumises à de fortes crues où

[1] le terme forêt désigne tous les boisements alluviaux autres que la peupleraie

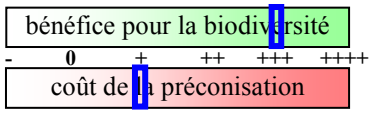
[2] encore appelées "saproxyliques" : espèces qui dépendent du bois mort ou mourant, ou bien des organismes qui utilisent ce milieu.

le bois ne risque pas d'être repris par le courant (niveau haut, loin des rivières…). Cette préconisation est difficilement applicable dans les peupleraies, le terrain devant être nettoyé pour la plantation et les entretiens, sauf cas particulier (purge laissée en bordure).



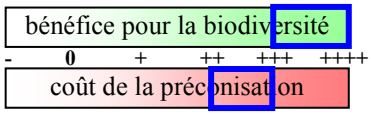
Le bois non récolté peut cependant être en quantité insuffisante, en particulier dans les peupleraies. Il faut alors le compléter, en raisonnant à l'échelle du massif :

➔**a.** dans les forêts et les bordures boisées (le long des chemins, cours d'eau, parcelles) : **conserver des arbres à microhabitats et des arbres morts** de grosse dimension (D > 35 cm) et d'essences variées ou, s'ils sont absents, maintenir des gros arbres sans valeur marchande qui porteront à terme ces microhabitats, puis dépériront. A l'échelle du massif, on cherchera à garder au moins 2 à 4 arbres à microhabitats/ha ainsi que 2 à 6 morts/ha. Il est préférable de marquer ces arbres au moment de l'exploitation afin d'assurer leur maintien à long terme (ex. triangle vert pour les arbres morts et rond vert pour les arbres à microhabitats).



€ : coût limité, car les arbres conservés ont une faible valeur marchande et occupent une surface réduite.

➔**b.** créer des **îlots de conservation** non exploités dans les zones les moins productives ou difficiles à valoriser, sur environ 2 % du massif, en tenant compte des boisements non gérés existants. Pour limiter le coût de cette préconisation, ces îlots peuvent être installés dans les bordures boisées et, dans les parcelles gérées, après la récolte finale. Vu le morcellement de la propriété et l'hétérogénéité des stations, la taille minimale des îlots sera de 0,25 ha.



€ : coût équivalent à la valeur du terrain et des frais de gestion (plus effet de bordure), mais limité à une faible surface.

II - Favoriser la diversité des essences forestières

1. Pourquoi ?

Des espèces étant inféodées à certaines essences d'arbres (ex : chenilles), la biodiversité augmente globalement avec la richesse en essences. C'est vrai non seulement pour les arbres vivants, mais également pour le bois mort. Ainsi, les insectes associés au bois mort sont très nombreux chez les arbres de la famille du peuplier - saule.

Cette diversité des essences augmente lorsqu'on laisse s'installer naturellement un sous-étage, que l'on cherchera à garder lors des coupes.

2. Où ?

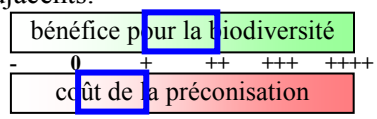
Préconisations destinées à tous les boisements (peupleraies et forêts), à raisonner à l'échelle du massif, voire des parcelles dans le cas des forêts.

Dans le cas particulier d'une **mégaphorbiaie à préserver dans la peupleraie**, le sous-étage ne doit pas être favorisé, aussi la diversification des essences se fera sur les bordures ou dans les forêts adjacentes.

3. Comment ?

Les itinéraires préconisés en vallée de Champagne autorisent déjà l'apparition d'un sous-étage ligneux, favorable à la diversité des essences (voir fiche 2).

➔Si nécessaire, **conserver quelques arbres adultes d'essences variées**, parmi les espèces indigènes. Ces arbres seront localisés, **soit sur l'ensemble de la parcelle dans le cas des forêts, soit dans les bordures dans le cas des peupleraies de taille suffisante**. Si besoin, on pourra planter quelques arbres d'essences sous-représentées. Cette préconisation peut être mise en œuvre à l'occasion des coupes ou de la gestion des milieux ouverts et des habitats aquatiques adjacents.



€ : coût négligeable dans le cas des forêts et légère diminution de la surface des peupleraies. Coût d'une plantation complémentaire de 10 arbres/ha, (installation et entretien) = 190 €HT/ha.

III – Favoriser les milieux ouverts

1. Pourquoi ?

Les milieux ouverts (trouées, lisières, bandes enherbées, prairies humides) jouent un rôle important pour la diversité des espèces : végétation, oiseaux (espèces de stades jeunes …), insectes (floraison et fructification plus abondantes, davantage de proies), reptiles, araignées, gastéropodes... Elles servent aussi de refuge pour de nombreuses espèces que les usages agricoles environnants tendent à faire disparaître.

Il ne faut cependant pas trop développer les milieux ouverts au détriment de la forêt, les espaces ouverts étant déjà bien représentés dans ces vallées agricoles et populicoles. Par contre, il faut rechercher à améliorer leur structure (présence de strates herbacée et arbustive) et leur capacité d'accueil (entretien adapté…).

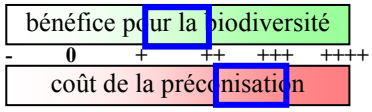
2. Où ?

Préconisations applicables à l'échelle du massif, pour les peupleraies et les forêts.

3. Comment ?

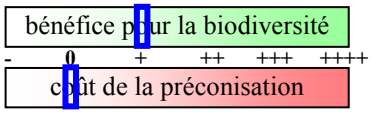
Classiquement, les prairies de fauche et les clairières permanentes ne sont pas boisées et doivent être conservées en l'état. Si de tels espaces sont sous-représentés dans le paysage, envisager de **créer des ouvertures :**

➔**a.** création de **lisières larges** (au moins 5 m) et **multistrates** (végétation herbacée et arbustive) le long des parcelles ou des chemins.



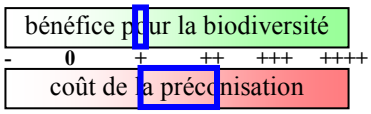
€ : coût équivalent à la valeur du terrain et des frais de gestion, mais limité à une faible surface.

➔**b. à défaut de lisères**, ouverture de quelques **trouées temporaires** dans les grandes forêts à l'occasion des coupes, de taille au moins égale à 1,5 fois la hauteur dominante du peuplement environnant, **sans miter ces espaces forestiers**.



€ : surcoût très réduit.

➔Pour optimiser l'intérêt de ces milieux ouverts, on doit les **entretenir** par fauchage ou broyage sur des portions discontinues. Cet entretien doit être tardif pour respecter la nidification, la floraison et la fructification, ainsi que les larves fixées sur les végétaux (après le 15 juin en bordure de routes ouvertes à la circulation, pour des raisons de visibilité et de sécurité, après le 1er août ou mieux à l'automne pour les autres espaces).



€ : l'entretien d'une lisière de 5 m de large coûte environ 150 à 200 €/km ; il est plus ou moins discontinu selon la végétation.

IV – Protéger les habitats aquatiques

1. Pourquoi ?

La lisière entre les habitats terrestre et aquatiques est une zone très riche et très diversifiée, favorable à la biodiversité. La survie d'un certain nombre d'espèces dépend directement de la protection des habitats humides qui sont en net recul : poissons, batraciens pour leur reproduction, insectes dont les larves sont aquatiques (libellules…) ou vivent au bord de l'eau, crustacés…

Les bordures de ces habitats peuvent partiellement contribuer à la création de milieux ouverts, ainsi qu'au recrutement de quelques arbres morts ou à microhabitats et d'essences variées.

2. Où ?

Les habitats aquatiques sont présents sur toute la zone alluviale sous différentes formes : cours d'eau, bras mort, mares, étangs, anciennes gravières…

3. Comment ?

Les **berges sont entretenues** en conservant un couvert suffisant, tout en évitant la fermeture totale du plan d'eau ou du cours d'eau, ainsi que son comblement par des débris végétaux.

Dans les boisements alluviaux, les itinéraires actuels intègrent déjà la protection des habitats aquatiques ; il convient donc de **suivre les recommandations de gestion déjà formulées**, en particulier :

. préserver l'alimentation en eau de ces zones, en évitant notamment les opérations de drainage ou d'obstruction de chenaux ;

. éviter les traversées répétitives des ruisseaux par les engins ou prévoir préalablement un aménagement temporaire (kit de franchissement…) ;

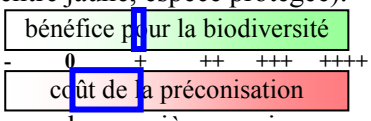
. maintenir si possible une bande boisée d'au moins 5 m de large non plantée en peuplier (1e ligne à environ 10 m de la berge) ;

. ne pas utiliser d'engrais à proximité du cours d'eau ;

. en cas d'utilisation de phytocides ou d'insecticides : respecter les conditions d'utilisation et préférer une utilisation localisée ; prendre toutes précautions pour éviter l'entraînement de ces produits vers les points d'eau ou cours d'eau, et pour cela, il est recommandé de respecter une zone tampon non traitée le long des cours d'eau et plans d'eau (50 m) ainsi que le long des fossés (5 m) ;

. ne pas obstruer le plan d'eau par des ligneux : pratiquer l'abattage dirigé et, si nécessaire, extraire les rémanents qui pourraient être repris lors des crues et créer des embâcles (ponctuellement, hors zones de crue, maintien possible de quelques débris ligneux pouvant diversifier les habitats aquatiques, par ex. cas d'anciennes carrières…).

➔La seule **préconisation supplémentaire** concerne les grosses **ornières** résultant de l'exploitation, en principe peu nombreuses. Elles sont habituellement rebouchées en fin d'exploitation, mais si la remise en état de la parcelle n'est pas immédiate, il est préférable de la différer à l'automne car les batraciens utilisent ces ornières comme des micro-mares temporaires pour leur reproduction, en avril–juil. (présence possible du Sonneur à ventre jaune, espèce protégée).



€ * cas des ornières qui peuvent être rebouchées avec la lame de l'engin de débardage : surcoût nul pour une remise en état immédiate (effectuée dans le cadre de la prestation de l'exploitant), égal à 200-250 € par chantier si différée (déplacement d'engin et prestation) ;

* cas de très grosses ornières nécessitant le déplacement d'une pelle : même coût pour une remise en état immédiate ou différée.

Gestion et biodiversité - 2

Préconisations supplémentaires en faveur de la biodiversité dans les peupleraies de Champagne

En complément des recommandations générales en faveur de la biodiversité (voir fiche 1), destinées aussi bien aux forêts qu'aux peupleraies, des modifications de l'itinéraire populicole peuvent être envisagées pour améliorer la biodiversité de ces plantations.

I – Améliorations recherchées

La diversité végétale et animale peut être favorisée dans les peupleraies, au vu des connaissances sur certains groupes :

Favoriser les espèces de mégaphorbiaies sous peupleraie : cette végétation de hautes herbes, dense et riche en espèces, typique des stations alluviales humides, se conserve assez bien avec une populiculture classique sans sous-étage. Le nombre d'espèces de mégaphorbiaies diminue dans les peupleraies âgées dont le couvert se ferme, plus particulièrement si le couvert arbustif se développe, mais il augmente après le renouvellement de la peupleraie qui permet le retour des espèces les plus exigeantes en lumière.

Favoriser le sous-étage et les espèces ligneuses forestières : les peupleraies âgées avec sous-étage comportent plus d'espèces végétales typiques de la forêt alluviale que celles gérées plus intensivement, sans sous-étage.

Par ailleurs, la densité d'oiseaux nicheurs est augmentée en présence d'un sous-étage.

Pour d'autres groupes biologiques (papillons de nuit…), une relation a également été observée entre diversité des espèces et diversité de la structure du peuplement, en raison de l'augmentation des niches écologiques.

La peupleraie à sous-étage peut ainsi compléter le maillage des forêts et jouer un rôle de connexion entre les forêts anciennes dont l'état forestier remonte à plus de 170 ans (contribution à la trame verte).

Le maintien de la mégaphorbiaie et du sous-étage sont deux objectifs contradictoires, même si les arbustes n'entraînent pas la disparition irréversible des hautes herbes qui se redéveloppent à la plantation. Les préconisations devront donc être adaptées à la station et à la végétation présente.

Limiter l'eutrophisation des milieux alluviaux : la richesse en éléments nutritifs (notamment azote et phosphore) se traduit par le développement d'une flore très compétitive, conduisant à une banalisation de la végétation (ex. : ortie). Les principaux apports de nutriments sont extérieurs à la populiculture, mais certaines pratiques peuvent y contribuer (fertilisation) ou la réduire (exportation des rémanents qui concentrent des quantités importantes d'azote, mais diminution de l'habitat de bois mort).

Réduire la banalisation des communautés : les plantes ordinaires des cultures et certains groupes d'insectes généralistes des milieux ouverts, non typiques de la forêt, sont mieux représentés dans les jeunes peupleraies. Ils sont favorisés par les pratiques qui suppriment la végétation et mettent à nu le sol (labour ou désherbage chimique), qu'il serait souhaitable de réduire sans compromettre la culture du peuplier.

Favoriser les oiseaux : outre le sous-étage, la date d'entretien a une influence sur l'avifaune. Les interventions sont négatives lorsqu'elles coïncident avec la période de nidification :

. destruction des œufs ou des oisillons si l'entretien intervient après l'installation des espèces nichant au sol (Bécasse des bois, Pouillot véloce, Pipit des arbres, Locustelle tachetée…) ou dans les buissons (Fauvette grisette, Fauvette à tête noire, Pie-grièche écorcheur…), ce deuxième groupe

F. Archaux

étant moins affecté par les 1ers entretiens, tant que les arbustes ne sont pas développés ;

. suppression de l'abri constitué par la végétation vis-à-vis des oiseaux prédateurs de nids ;

. suppression des strates basses herbacées et arbustives, réservoir alimentaire pour un certain nombre de migrateurs ;

Cette incidence est d'autant plus faible que l'intervention est localisée et les entretiens non croisés. Les risques de dérangement s'étendent du 1er mai au 30 juillet, avec un pic de sensibilité entre le 15 mai et le 30 juin, ces dates étant décalées pour certaines espèces, en particulier si plusieurs couvées sont réalisées.

Favoriser les insectes et la **faune du sol** : le travail du sol détruit en partie la faune du sol et probablement des larves et des sites d'hivernage de certains insectes (ex. des carabes). L'incidence dépend de la profondeur d'intervention et des outils utilisés (moindre avec le cover-crop qu'avec des outils animés type rotavator).

Par ailleurs, les traitements insecticides, réalisés contre certains insectes nuisibles aux jeunes peupleraies, peuvent avoir un effet négatif selon les produits et leur sélectivité.

Enfin, une partie des insectes associés au bois mort, sera préservée si les rémanents ne sont ni brûlés, ni exportés.

II – Où

Préconisations destinées aux **peupleraies**, applicables à l'échelle de la **parcelle**.

III. Comment ?

La conduite des peupleraies en Champagne-Ardenne est assez **extensive**, ce qui est plutôt favorable à la biodiversité par rapport à des itinéraires plus intensifs. Pour garder ce bénéfice, il convient de **suivre les recommandations habituelles de gestion**, en particulier :

. **éviter de dessoucher** avant plantation ;

. **travail du sol** avant plantation non systématique, nécessaire sur sols compacts ou avec semelles de labour ;

. **fertilisation** non recommandée sur les stations aptes à la populiculture ;

. **ne pas drainer** ;

. **limiter l'utilisation d'insecticides** aux cas de fortes attaques de défoliateurs, pendant les 1e années, avec un traitement localisé plutôt qu'en plein, éloigné des habitats aquatiques (voir fiche 1) ;

. réaliser les **tailles** de formation et les **élagages**, aux **périodes** prescrites (hiver ou été après 1er août) ;

. réaliser des **entretiens du sol localisés** (chimique sur la ligne ou autour du plant, ou bien mécanique entre les lignes) plutôt que des interventions en plein. Leur rythme est fonction de la station et de la concurrence : **entretiens réguliers jusqu'à 5-6 ans,** entre le **15 mai et le 15 juin,** pour supprimer la concurrence de la végétation vis-à-vis de l'eau, entretiens limités ensuite pour faciliter l'accès aux plants avant l'élagage par gyrobroyage d'une ligne sur deux ou par ouverture de layon, après le 1er août ;

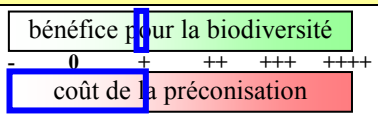
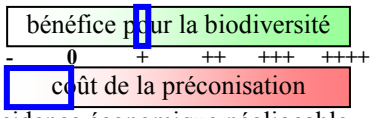
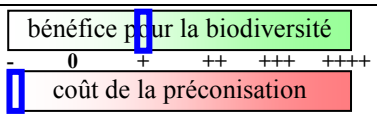
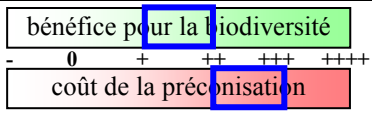
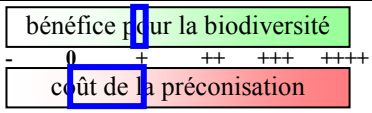
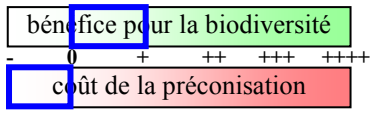
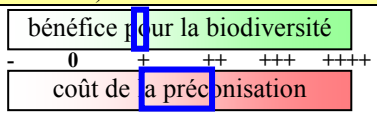
. **ne pas retarder l'âge** de la coupe.

Au-delà de ces conseils habituels de gestion, des **préconisations additionnelles peuvent être appliquées pour favoriser la biodiversité**. Le tableau 1 présente, d'une part les **préconisations** applicables à l'ensemble des peupleraies, d'autre part celle destinée aux parcelles ayant une végétation de mégaphorbiaie[1] que l'on souhaite favoriser au détriment du sous-étage et des espèces plus forestières.

Ce tableau précise également l'**incidence** des préconisations : bénéfice au niveau de la biodiversité globale indiqué à dire d'expert, conséquences économiques en matière de dépenses ou de recettes.

[1] végétation de hautes herbes, à favoriser plutôt sur les sols les plus humides

Tableau 1 : Préconisations en faveur de la biodiversité dans les peupleraies

	Préconisations	Objectifs	Incidences par rapport à l'itinéraire peuplier de référence
Cas général de l'ensemble des peupleraies			
Préparation du terrain	Dans les rares cas où un travail du sol est prévu : remplacer le labour profond par un **labour superficiel ou le supprimer** (ou effectuer un travail du sol localisé), sauf dans le cas de sols très compacts (semelle de labour…).	Préserver les insectes et la faune du sol, ainsi que la flore.	 Economie pouvant atteindre 200 €HT/ha, mais reprise des plants pouvant être plus lente, avec légère perte de production (<3%).
	Réaliser le nettoyage du terrain au **broyeur** plutôt que le brûlage des rémanents, si la portance du sol le permet.	Préserver les espèces associées au bois mort.	 Incidence économique négligeable, voire économie ; pas d'impact sur la croissance.
	Supprimer la fertilisation.	Ne pas aggraver l'eutrophisation des milieux alluviaux.	 Economie d'environ 100 €HT/ha ; effet négligeable sur la croissance dans les stations aptes à la populiculture.
Entretien	**Réduire les entretiens :** interventions classiques pendant les **2 premières années**, en mai - juin, par traitement chimique localisé ou cover-crop entre les lignes, puis **entretien extensif ensuite**, avec 2-3 passages du gyrobroyeur 1 ligne sur 2, tous les 2-3 ans, réalisés après le 1er juillet ou mieux après le 1er août.	Préserver les oiseaux. Réduire la banalisation de la végétation. Limiter l'utilisation de produits phytocides.	 Coût d'entretien similaire, voire légèrement réduit, mais ralentissement de croissance, retardant la récolte de 3 - 4 ans selon les stations.
	Pas d'intervention en plein la même année (toujours alterner entretien localisé et entre les lignes).	Préserver les oiseaux. Réduire la banalisation des communautés.	 Peu d'impact sur le coût d'entretien et sur la croissance.
Exploitation	**Exporter partiellement les rémanents d'exploitation**, notamment par valorisation en biomasse, tout en veillant à conserver du bois mort par ailleurs (voir fiche 1) pour compenser les effets négatifs sur les espèces associées au bois mort de peuplier.	Limiter l'eutrophisation et la banalisation des milieux alluviaux. Impacts négatifs sur les espèces associées au bois mort, à compenser par ailleurs (voir fiche 1).	 Impact économique positif à neutre (recettes supplémentaires et économie en préparation du terrain).
Cas particulier des peupleraies à végétation de mégaphorbiaie que l'on souhaite favoriser, présentes en général sur les stations les plus humides (au détriment du sous-étage et des espèces forestières)			
Entretien	Pour limiter le développement des arbustes : prolonger les entretiens mécaniques au gyrobroyeur 1 ligne sur 2, par 2 à 3 passages suplémentaires, effectués après le 15 août.	Favoriser la mégaphorbiaie.	 Surcoût pour 2 à 3 entretiens suplémentaires : 300 à 600 €HT/ha selon la végétation.

Gestion et biodiversité - 3

Transformation de peupleraie en forêt

Sur les stations les moins aptes à produire du peuplier, lorsque la rentabilité est insuffisante, le passage de la peupleraie à la forêt peut être une solution technique qui combine intérêts économique et environnemental, avec réintroduction des essences du cortège des habitats alluviaux. Cette transformation est aussi envisageable sur des sols mieux adaptés à la populiculture, lorsqu'on veut reconnecter des forêts anciennes (contribution à la trame verte). Cette transformation peut s'envisager après la récolte des peupliers selon trois modalités.

I – Dynamique naturelle

Dans cet itinéraire, aucune plantation n'est réalisée après l'exploitation des peupliers, le peuplement se reconstituant par le biais de la dynamique naturelle, puis faisant l'objet des opérations classiques de dégagement, de dépressage et d'éclaircie.

Cet itinéraire ne peut s'envisager que si les semis d'essences nobles sont en nombre suffisant (300 à 500 tiges de qualité /ha, qui seront ensuite sélectionnées) ou que leur apparition ne risque pas d'être bloquée par une trop forte concurrence herbacée ou arbustive, ni par d'autres facteurs environnementaux. Les essences présentes doivent être adaptées aux conditions stationnelles.

Opérations avant la coupe

Avant l'exploitation des peupliers, on pourra favoriser l'apparition et le développement des tiges du sous-étage parmi les essences adaptées :

. Entretien mécanique localisé des zones où les semis sont absents et la végétation très développée.

. Repérage de 300 à 500 pl/ha parmi les tiges dominantes, vigoureuses, saines et bien conformées et dégagement contre la végétation concurrente, tant que les plants ne sont pas dominants (coupe d'arbustes, éventuellement installation de paillis…).

. Si nécessaire, protection contre le gibier d'une partie des tiges dégagées.

Peuplement naturel

. Taille de formation et élagage des plants d'avenir.

Si la densité de semis est insuffisante, on pourra procéder à des enrichissements (voir II).

II – Enrichissement

L'enrichissement permet de **compléter la régénération naturelle** lorsque la densité de semis après exploitation est insuffisante pour assurer le renouvellement du peuplement, même après avoir attendu quelques années pour profiter de la régénération naturelle.

Cette plantation d'enrichissement est réalisée en conservant au maximum les essences présentes dans la parcelle. Les rejets de peuplier peuvent également être gardés à titre transitoire, pour constituer rapidement un couvert, puis ils seront exploités avant d'être trop concurrents.

Les essences introduites seront choisies en priorité parmi les espèces adaptées à la station, avec un mélange raisonnable. L'enrichissement est ainsi l'occasion de diversifier la composition du peuplement (par exemple, compléter une régénération partielle de frêne avec de l'aulne).

1. Opérations avant la coupe

Voir description ci-dessus (I).

2. Plantation d'enrichissement

. Nettoyage du terrain en préservant les tiges repérées, issues de la régénération, et les rejets des peupliers (si nécessaire, les sélectionner et conserver un rejet par souche).

. Plantation permettant d'atteindre au total (avec semis naturels) une densité minimale de 300 pl/ha ; tenir compte des espacements entre lignes de peupliers

pour faciliter l'entretien ; si nécessaire, réaliser un travail du sol localisé et protéger les plants contre le gibier ; éventuellement, pose de paillis pour limiter l'entretien.

3. Opérations après plantation

. Regarnis si nécessaire.

. Entretien selon le développement de la végétation herbacée et arbustive. Poursuite des dégagements tant que les plants ne dominent pas la végétation.

. Taille de formation et élagage des tiges d'avenir.

. Eclaircies ramenant progressivement le nombre de tiges à la densité finale et récolte éventuelle des peupliers issus de rejet. Possibilité ensuite de régénération par bouquet ou parquet en vue d'obtenir une structure irrégulière. A titre indicatif, le tableau ci-dessous donne l'espacement final par essence (densité du mélange calculée à partir des densités en peuplement pur) :

Peuplement final		
essence	espacement moyen	densité tiges/ha
aulne, peupliers, saule,	7 m	200
frênes, érable, merisier	7 à 10 m	100 à 200
noyer	10 m	100
chênes	10 à 12 m	70 à 100

III - Plantation

Après exploitation, on réalise une plantation selon un itinéraire classique, sans dessouchage et en maîtrisant le développement du bourrage. On installera des essences de production autres que les cultivars de peuplier : Aulne glutineux, Frêne commun, Orme, Chêne pédonculé…

Le choix des essences sera fonction des conditions stationnelles, en introduisant de préférence plusieurs essences, en mélange ou en accompagnement.

L'itinéraire devra permettre d'obtenir des arbres de qualité en nombre suffisant. On veillera pour cela aux travaux d'entretien, de taille de formation et d'élagage, ainsi qu'à la protection des plants.

Plantation d'Aulne glutineux

Ces opérations seront adaptées aux caractéristiques du peuplement et de la station, ainsi qu'à l'objectif du propriétaire. Ainsi, la plantation d'enrichissement peut être limitée aux meilleures de ces stations ou aux zones qui posent le plus de problème de renouvellement.

Par ailleurs, on cherchera à conserver les éléments remarquables de biodiversité (arbres morts, cassés ou à microhabitats ; lisières ; clairières permanentes sur mauvaises stations) qui seront repérés pour être conservés au moment des interventions (voir fiche 1).

ANNEXE 3 : Publications prévues

Does poplar cultivation impoverish carabid diversity in floodplain ecosystems?
Elek, Z., Dauffy-Richard E. and Chevalier, R.
En préparation (cf. manuscrit en cours de rédaction disponible en annexe 4 confidentielle). Soumission à une revue scientifique prévue au 1er semestre 2009

Recurrent perturbations remove the stigmates of past land uses on flora
Archaux F., Chevalier R. and Berthelot A.
En préparation. Soumission à une revue scientifique prévue au 2ème semestre 2009

Can plants and carabids use poplar plantations as a surrogate habitat in loodplains, depending on their ecological attributes?
Elek, Z., Dauffy-Richard E. and Chevalier, R.
En projet. Soumission à une revue scientifique prévue au 1er semestre 2010

What are the best landscape features and scale to explain the carabid community patterns in floodplain poplar plantations?
Dauffy-Richard E. *et al.*
En projet. Soumission à une revue scientifique prévue au 1er semestre 2010

Practices favourable to plant diversity in hybrid poplar plantations
Archaux F., Chevalier R., Gaudin S., Gonin P. and Berthelot A.
En projet. Soumission à une revue scientifique prévue au 1er semestre 2010

Gestion du sous-étage en peupleraie : un outil pour préserver la biodiversité forestière ?
Chevalier R., Archaux F., Berthelot A., Gaudin S. et Gonin P.
En projet. Soumission à une revue technique à comité de lecture au 1er semestre 2010

Effect of landscape on plant communities in French lowland floodplains
Archaux F. et *al*.
En projet. Soumission à une revue scientifique prévue au 2ème semestre 2010