

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber: Schweizerischer Forstverein
Band: 158 (2007)
Heft: 10

Artikel: Reconversion de populicultures et biodiversité
Autor: Boesch, Anne / Pellet, Jérôme / Maibach, Alain
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1097939>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 01.05.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Reconversion de popucultures et biodiversité

Anne Boesch Lausanne (CH)*
Jérôme Pellet Bureau d'études en environnement A. Maibach Sàrl (CH)
Alain Maibach Bureau d'études en environnement A. Maibach Sàrl (CH)

Conversion of poplar plantations and biodiversity

The effects of poplar plantations on biodiversity are still unclear. In the current context of converting these plantations into more natural forests, it might be even more important to predict the effects of different conversion strategies on biological richness. Our study evaluated the impacts of the two conversion strategies clear-cutting and non-intervention on three aspects of biodiversity: floristic richness and composition, presence of invasive plants, and presence of woodpeckers. The floristic species richness in clear-cut sites was not significantly higher than in non-intervention sites. In the study, the non-intervention appears more adequate because of its higher resistance to invasive plant species, and by the fact that the non-intervention allows the maintenance of higher loads of dead wood (either standing or on the ground), thus allowing saproxylophagous as well as hole-dwelling species to find food and shelter at the same location.

Keywords: Poplars, species richness, neophytes, invasive plants, woodpeckers, dead wood, saproxylic insects
doi: 10.3188/szf.2007.0323

*Av. Louis-Ruchonnet 26, CH-1003 Lausanne, E-Mail anne.boesch@bluewin.ch

Les études concernant l'effet des popucultures sur la biodiversité forestière sont relativement peu nombreuses (Larsson 2001, Weih et al 2003). Les travaux existants démontrent que les impacts ne sont pas forcément univoques, mais dépendent d'une part du type d'organisme étudié, et d'autre part du mode de gestion de la plantation.

En ce qui concerne la végétation du sous-bois des popucultures, elle est caractérisée par des espèces souvent rudérales ou nitrophiles, ce qui est fréquent dans les milieux alluviaux (Laquerbe 2000). La qualité floristique des plantations de peupliers semble être très liée à la qualité de la station forestière, chaque station possédant des caractéristiques hydriques et chimiques qui lui sont propres. De ce fait, les cortèges floristiques peuvent varier passablement d'une plantation à l'autre (Paillassa 2002) et d'un type de gestion à un autre. Laquerbe (2000) a par ailleurs observé que la richesse en espèces du sous-bois dans des popucultures du Sud-ouest de la France est d'autant plus grande que le niveau d'entretien est élevé (à la fois en intensité et en fréquence). Cependant, les espèces contribuant à cette richesse sont principalement des annuelles et des bisannuelles. Les espèces vivaces, quant à elles, souffrent plutôt des perturbations dues à l'entretien.

En ce qui concerne la richesse de l'avifaune, il est établi que la physionomie de la végétation est

cruciale (Martinsen & Witham 1994, Tews et al 2004, Barsig 2004). Ceci a été vérifié localement pour les popucultures des Grangettes (Canton de Vaud) par Zollinger & Genoud (1979). Ces auteurs ont en effet observé que les plantations de peupliers ayant un sous-bois bien développé présentaient une avifaune riche, similaire à celle de forêts alluviales voisines proches de l'état naturel. Frochot et al (2003) concluent pour leur part que la succession ornithologique des plantations de peupliers ressemble beaucoup à celle des ripisylves naturelles, à condition que l'entretien soit suffisamment léger pour laisser place au sous-étage spontané.

En conclusion, il apparaît que l'effet positif d'un entretien intensif des popucultures sur la richesse en espèces de la strate herbacée ne s'accompagne pas systématiquement d'un effet bénéfique pour l'avifaune. Il est donc délicat de déterminer des principes de gestion optimaux pour la biodiversité des popucultures dans leur ensemble.

Reconversion de popucultures

Des raisons économiques poussent toujours plus souvent les forestiers à envisager la reconversion des popucultures. Des motifs d'ordre écologique sont également à l'origine de la transformation de plus en plus fréquente de ce type de peuplements. La sylviculture proche de la nature, préconisée par

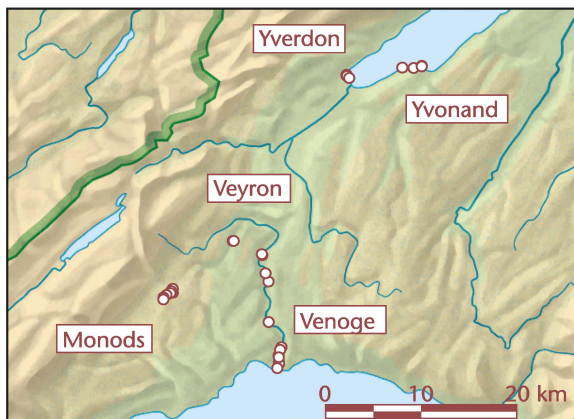
Fig. 1 Populiculture mature à Yverdon.



l'art. 20 al. 2 de la loi fédérale du 4 octobre 1991 sur les forêts (LFo, RS 921.0), implique que les forêts soient traitées en tant que biocénoses proches de la nature, et non uniquement comme surfaces de production à but économique. La populiculture traditionnelle ne correspond pas aux objectifs de cette dernière (OFEFP 1996), principalement parce que les essences n'y sont pas autochtones et parce que le développement naturel des forêts n'y est pas respecté. Par ailleurs, même si les populicultures sont la plupart du temps établies en zones alluviales, il est clair que ces dernières ne sont pas compatibles avec l'ordonnance sur les zones alluviales (Roulier et al 1999).

La présente étude a été réalisée dans le cadre du Plan de protection de la Venoge (Canton de Vaud). Les couloirs de la Venoge et de son principal affluent, le Veyron, comportent un certain nombre de populicultures qui ne répondent plus aux besoins actuels, et ce principalement pour des raisons économiques. Une grande partie d'entre elles ont entre 30 et 40 ans et se trouvent dans un état de maturité avancée, voire de décrépitude. Les forestiers concernés ont émis le désir de convertir ces plantations en peuplements plus proches de l'état naturel. Les mesures de reconversion actuellement employées ne sont cependant pas issues d'un processus décisionnel bien défini. Deux stratégies de reconversion de ces plantations ont été identifiées: la coupe totale et la non-intervention (figure 1).

Fig. 2 Localisation des secteurs d'étude dans le canton de Vaud. © 2007 swisstopo



Objectifs de l'étude

L'objectif de notre étude était donc de déterminer quels étaient les impacts sur différents aspects de la biodiversité de ces deux stratégies de reconversion. Pour ce faire, nous avons pris en compte trois indicateurs de la biodiversité. La richesse en espèces et la composition de la végétation du sous-bois ont constitué notre premier indicateur. La présence de néophytes envahissantes, connues pour induire une perte de biodiversité locale, a formé notre deuxième indicateur. Enfin, la présence d'espèces clés (famille des Picedés) a permis d'établir la présence d'une chaîne alimentaire fonctionnelle basée sur l'entomofaune saproxylique.

Matériel et méthode

Nous avons sélectionné, avec la collaboration des services forestiers concernés, 30 populicultures, dont 12 où une coupe totale avait été effectuée et 18 où aucune intervention n'avait eu lieu depuis au minimum 15 ans. Ces sites se répartissent entre les couloirs de la Venoge et du Veyron et la région d'Yverdon-Yvonand, deux pôles de populiculture du Canton de Vaud. La notation retenue pour les sites correspond à leur situation géographique. Pour le pôle Venoge-Veyron, «Mon» indique le marais des Monods (en bordure du Veyron), «Vey» indique les rives du Veyron et «Ven» indique les rives de la Venoge. Pour le pôle Yverdon-Yvonand, «Yve» signifie Yverdon et «Yvo» Yvonand. Le pôle Venoge-Veyron comprend 13 sites de non-intervention et 8 de coupe totale. Celui d'Yverdon-Yvonand, 5 sites de non-intervention et 4 de coupe totale. Les pôles sont représentés sur carte dans la figure 2.

Pour chaque site, un sondage pédologique au centre de chaque placette a permis d'obtenir des informations sur la texture du sol (trois catégories: A = texture à dominance argileuse, LS = texture à dominance limono-sableuse, S = texture à dominance sableuse). La densité de la canopée a également été mesurée en % de la couverture totale au moyen d'un densiomètre sphérique (Lemon 1956).

Choix des bioindicateurs

Végétation

Les relevés de végétation ont été réalisés dans des placettes carrées de 30 × 30 m au centre de chaque unité de gestion (coupe totale ou non-intervention). Les relevés comportent l'ensemble des espèces des strates arbustive et arborée et une liste partielle des espèces de la strate herbacée (plantes vasculaires uniquement, sans les Poacées, Cyperacées et Juncacées – à l'exception de *Brachypodium sylvaticum*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis* et *Carex sylvatica*). La nomenclature de Flora Helvetica (Lauber & Wagner 2000) a été utilisée pour toutes les espèces. Les néophytes envahissantes au sens de la Liste Noire¹ ont été relevées dans ces mêmes placettes carrées. Notre hypothèse est que ces espèces sont favorisées par des interventions récentes qui mettent les sols à nu et favorisent la germination de néophytes pionnières. On s'attend en conséquence à observer une corrélation négative entre le nombre d'années écoulées depuis la dernière intervention et la présence de néophytes. Par ailleurs, nous avons caractérisé chaque site par trois valeurs écologiques (Landolt 1977): F (humidité), N (substances nutritives) et L (lumière). Les valeurs pour les sites ont été obtenues en calculant la moyenne des valeurs respectives de chaque espèce de la strate herbacée présente sur ces sites. Ces trois valeurs indicatrices ont été retenues car ce sont celles pour lesquelles on s'attend à observer un effet particulièrement fort dans ce type de milieu.

Indicateur de faune xylophile, pics

La présence de pics, ou de leurs traces, est révélatrice de structures de végétation forestière vieillissantes, voire sénescences, auxquelles est associée toute une série d'organismes végétaux et animaux responsables de la dégradation du bois.

Chaque site comprenant des peupliers a été caractérisé par la présence ou l'absence de traces de pics sur ces derniers. La détection des traces de pics sur les peupliers a été effectuée par observation systématique des troncs en se déplaçant dans la placette. Les arbres (DHP > 30 cm) vivants, morts sur pied et à terre ont également été comptés, ce en agrandissant virtuellement les placettes à 50 × 50 m au moyen d'un appareil de mesure de distance au laser (Disto™, Leica®). Notre hypothèse est que la présence de pics dans les populières est en relation avec la densité de bois mort (comme variable d'habitat).

¹ Commission suisse pour la conservation des plantes sauvages (CPS). Liste Noire. www.cps-skew.ch/francais/liste_noire.htm (24 août 2006).

Traitement et analyse des données

Les données de végétation ont été traitées à l'aide d'une analyse factorielle des correspondances (ou analyse canonique) (Ter Braak 1986, Legendre & Legendre 1998) telle qu'implémentée dans la fonction «cca» du module «vegan» du logiciel R (R Development Core Team 2003). Cette méthode d'ordination des communautés est extrêmement populaire, car elle permet de contraindre les axes en fonction de variables environnementales prédéfinies. Dans le cas présent, les variables environnementales retenues sont: la texture du sol (catégorie), la couverture de la canopée, le type d'intervention (catégorie), les valeurs moyennes de Landolt pour N (nutrition), F (humidité) et L (lumière). Les facteurs influençant la présence de néophytes (nombre d'années écoulées depuis la dernière intervention) et de traces de pics (nombre d'arbres morts par placettes de 50 m × 50 m) ont été analysés par régression logistique.

Résultats

Richesse en espèces et composition de la végétation

L'étude de la végétation a recensé 55 espèces de plantes vasculaires dans la strate herbacée des placettes carrées, et de 37 espèces dans les strates arbustive et arborée. Le nombre total d'espèces dans les sites ayant subi une coupe totale (23 espèces en moyenne) n'était pas significativement plus élevé que dans ceux n'ayant pas subi d'intervention (19 espèces en moyenne; test de Wilcoxon, $P > 0.05$). La richesse en espèces herbacées représente environ 50% de la richesse en espèces totale (strates herbacée, arbustive et arborée combinées) pour les deux stratégies de reconversion.

Afin de déterminer si la stratégie de reconversion avait un effet sur la composition de la végétation, une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été effectuée sur les espèces de la strate herbacée. La figure 3 illustre le fait que de nombreux paramètres, tels que la couverture de la canopée ou la texture du sol, influent sur la composition floristique des placettes étudiées. L'analyse factorielle des correspondances a permis de capturer 40.1% de la variation de la composition de la végétation. Les deux premiers axes factoriels capturent respectivement 14% et 6% de cette variation.

On distingue difficilement une séparation des sites en deux groupes (figure 3A). L'un, situé à droite du premier axe factoriel, comprend des sites marécageux dont le sol a une texture à dominance argileuse et pour lesquels la couverture de la canopée a tendance à être faible (figure 3C). Ces sites abritent des espèces de milieux humides et clairs et au port élevé, comme *Epilobium hirsutum* ou *Lysimachia vulgaris*. L'autre groupe comprend des sites plus secs et

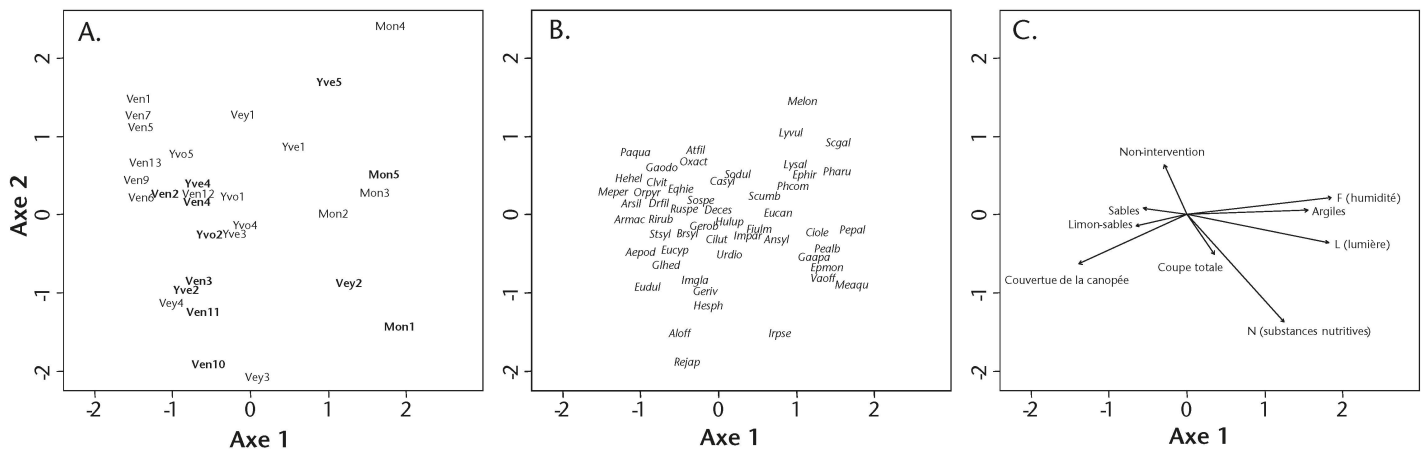


Fig. 3 Analyse factorielle des correspondances de la végétation herbacée de 30 populicultures vaudoises. Sont représentés de gauche à droite: les sites (avec, en gras, les sites ayant subi une coupe totale), les espèces (abrégées par les deux premières lettres du genre suivies des trois premières de l'espèce) et les facteurs stationnels sur le plan des deux premiers axes factoriels. L'analyse factorielle des correspondances a permis de capturer 40.1% de la variation de la composition de la végétation. Les deux premiers axes factoriels capturent respectivement 14% et 6% de cette variation.

Aepod: *Aegopodium podagraria*; Aloff: *Alliaria officinalis*; Ansyl: *Angelica sylvestris*; Armac: *Arum maculatum*; Arsil: *Aruncus silvester*; Atilf: *Athyrium filix-femina*; Brsylv: *Brachypodium sylvaticum*; Casyl: *Carex sylvatica*; Cilut: *Circaea lutetiana*; Ciolo: *Cirsium oleraceum*; Clvit: *Clematis vitalba*; Clvul: *Clinopodium vulgare*; Deces: *Deschampsia cespitosa*; Drfil: *Dryopteris filix-mas*; Ephir: *Epilobium hirsutum*; Epmon: *Epilobium montanum*; Eqhie: *Equisetum hiemale*; Eucan: *Eupatorium cannabinum*; Eucyp: *Euphorbia cyparissia*; Eudul: *Euphorbia dulcis*; Fiulm: *Filipendula ulmaria*; Gaapa: *Galium aparine*; Gaodo: *Galium odoratum*; Geriv: *Geum rivale*; Gerob: *Geranium robertarium*; Glhed: *Glechoma hederaceum*; Hehel: *Hedera helix*; Hesph: *Heracleum sphondylium*; Hulup: *Humulus lupulus*; Imgla: *Impatiens glandulifera*; Impar: *Impatiens parviflora*; Irpse: *Iris pseudoacorus*; Lysal: *Lythrum salicaria*; Lyvul: *Lysimachia vulgaris*; Meaqu: *Mentha aquatica*; Melon: *Mentha longifolia*; Meper: *Mercurialis perennis*; Orpyr: *Ornithogalum pyrenaicum*; Oxact: *Oxalis acetosella*; Paqua: *Paris quadrifolia*; Pealb: *Petasites albus*; Pepal: *Peucedanum palustre*; Pharu: *Phalaris arundinacea*; Phcom: *Phragmites communis*; Rejap: *Reynoutria japonica*; Rirub: *Ribes rubrum*; Ruspe: *Rubus sp.*; Scgal: *Scutellaria galericulata*; Scumb: *Scrophularia umbrosa*; Sipra: *Silene pratensis*; Sospe: *Solidago sp.*; Sodul: *Solanum dulcamara*; Stsylv: *Stachys sylvatica*; Urdio: *Urtica dioica*; Vaoff: *Valeriana officinalis*.

ombragés, dans lesquels croissent des espèces de port plus bas et qui sont moins exigeantes en lumière et en nutriments, comme *Paris quadrifolia* et *Mercurialis perennis* (figure 3B).

Les indices de Landolt moyens de luminosité (L) et d'humidité (F) ne différaient pas significativement entre les deux types de stratégie de reconversion (test de Wilcoxon, $P > 0.05$). En revanche, les espèces présentes dans les sites ayant subi une coupe totale avaient en moyenne des valeurs de N (nutrition) plus importantes que dans les sites où aucune intervention n'avait eu lieu (test de Wilcoxon, $P = 0.006$).

On constate donc que la stratégie de reconversion a une influence globalement moins importante sur le regroupement des sites que les valeurs écologiques de Landolt et les autres facteurs stationnels discutés ci-dessus. Cependant, la coupe totale semble induire la présence d'espèces exigeantes en nutriments, à l'inverse de la non-intervention.

Néophytes envahissantes

Les néophytes de la Liste Noire répertoriées au cours de l'étude sont les suivantes: *Impatiens glandulifera* (Impatiante glanduleuse), *Reynoutria japonica* (Renouée du Japon), *Buddleja davidii* (Buddleja de David), *Robinia pseudoacacia* (Robinier faux acacia) et *Solidago sp.* (inclut *Solidago canadensis* et *Solidago gigantea*). Ces espèces ont été trouvées dans un tiers des sites ($n = 9$).

La présence de ces néophytes dans les populi-cultures ne peut pas être prédite directement par le type de reconversion, ces espèces étant présentes indifféremment dans les deux types de peuplements. En revanche, l'âge du peuplement (âge de la populi-culture ou âge du peuplement qui suit la coupe totale de reconversion, donc temps écoulé depuis la dernière perturbation) est un facteur plus important, puisque la présence de néophytes est liée de manière marginalement significative à l'âge du peuplement ($D^2 = 10.3\%$, $P = 0.071$, $n = 30$).

Par ailleurs, si l'on se concentre uniquement sur les néophytes envahissantes les plus récentes (à savoir celles dont l'implantation date de moins de 20 ans: *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica* et *Buddleja davidii*), la relation entre leur présence et l'âge du peuplement devient extrêmement forte et significative ($D^2 = 51.3\%$, $P = 0.036$, $n = 30$; figure 4). On constate que ces espèces sont présentes de préférence dans les sites ayant subi une perturbation récente, soit dans les 20 dernières années.

Indicateur de faune xylophile, pics

Des indices de pics ont été trouvés dans 5 sites. La régression logistique entre présence/absence de trous de pics et la quantité d'arbres morts est relativement forte et significative ($D^2 = 27.4\%$, $P = 0.003$, $n = 30$; figure 5). Aucune trace de pic n'a été trouvée dans les sites sans bois mort. En revanche, aussitôt que le nombre d'arbres morts par placette augmente, la pro-

Fig. 4 Relation entre âge du peuplement (ou années passées depuis la dernière perturbation – plantation ou coupe totale) et probabilité de présence de néophytes envahissantes récentes (*Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*, *Buddleja davidii*). $D^2 = 51.3\%$, $P = 0.036$, $n = 30$. Par souci de clarté, les points ont été légèrement décalés sur les deux axes.

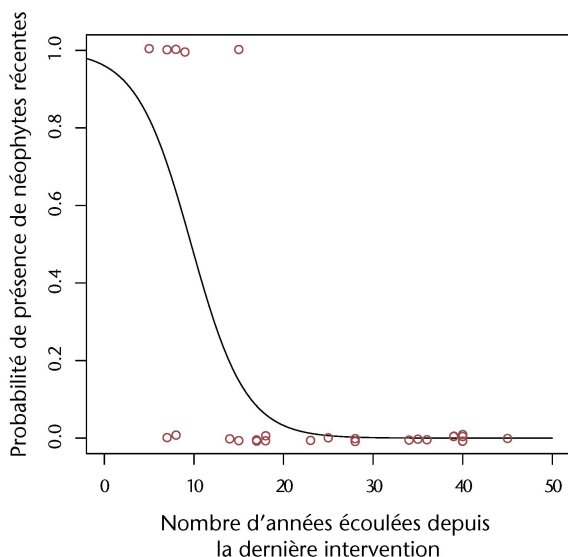
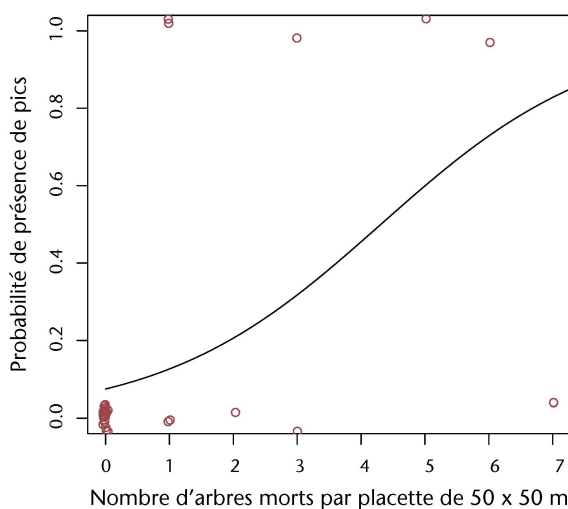


Fig. 5 Relation entre quantité de bois mort (nombre de troncs par placette de 25 ares) et probabilité de présence de pics. $D^2 = 27.4\%$, $P = 0.003$, $n = 30$. Par souci de clarté, les points ont été légèrement décalés sur les deux axes.



tabilité que la placette abrite des pics augmente également.

Discussion

Richesse en espèces et composition de la végétation

La richesse en espèces de la végétation est connue pour être particulièrement élevée dans les milieux ouverts suite à une coupe forestière (Pykälä 2004, Peltzer et al 2000). Selon une étude réalisée au Populetum de la Baie d'Yvonand (Delarze & Ciardo 1999), la coupe totale profite à un grand nombre d'espèces, le plus souvent non spécifiques à la forêt, exigeantes en lumière, en chaleur et en nutriments. Ces dernières, et particulièrement les annuelles et les bisannuelles, vont cependant disparaître au fur et à mesure de la progression de la couverture forestière. Le gain en biodiversité végétale peut donc être potentiellement important, mais il n'est le plus souvent pas durable.

Dans notre étude, seule une tendance, non significative, à une richesse en espèces plus élevée

dans les sites de coupe totale par rapport à ceux de non-intervention a pu être observée. Cela est probablement dû au fait que certains sites de coupe totale ont déjà atteint un stade de recolonisation forestière relativement avancé, et ont par conséquent une richesse en espèces déjà amoindrie. À l'inverse, certains sites de non-intervention peuvent présenter des trouées dans la canopée, à l'occasion par exemple de la chute ou de la casse d'un arbre. Ces trouées favorisent temporairement les espèces de milieux ouverts, contribuant ainsi à une plus grande richesse en espèces.

Comme le montre la figure 3, la stratégie de reconversion n'explique que peu la différence de composition végétale des sites. La densité de la canopée, la texture argileuse, ainsi que les valeurs de Landolt ont une valeur informative bien plus élevée. On constate en outre qu'une couverture de canopée dense n'implique pas directement l'absence d'espèces exigeantes en lumière (valeur L de Landolt élevée). Des sites ombragés peuvent en effet comporter des espèces de lumière. Ce phénomène peut s'expliquer dans notre cas par la présence résiduelle d'espèces s'étant établies lors de la dernière perturbation par coupe totale et qui persistent lorsque la canopée se referme (suite à la replantation de peuplier, au recrû naturel, ou à la plantation d'autres essences).

On s'attend à ce que les sites de non-intervention soient composés d'espèces peu exigeantes en lumière (L) et en nutriments (N), ce qui est la caractéristique des milieux forestiers. Il n'y a cependant pas de différence significative entre la valeur L de Landolt des sites de coupe totale et de non-intervention. Cela peut s'expliquer à nouveau par la présence résiduelle d'espèces de lumière dans des sites de non-intervention relativement jeunes (certains n'ont qu'entre 15 et 20 ans), ce qui atténue la différence avec les sites de coupe totale. En ce qui concerne la valeur N, les espèces présentes dans les sites de non-intervention avaient en moyenne des valeurs de N (nutrition) plus faibles que dans les sites ayant subi une coupe totale. La mise en lumière qui résulte de la coupe totale favorise en effet l'activité biologique et la quantité d'azote disponible dans les couches superficielles du sol (Delarze & Ciardo 1999).

Néophytes envahissantes

Le fait que la relation entre le temps écoulé depuis la dernière perturbation et la présence d'une ou de plusieurs espèces de la Liste Noire de plantes envahissantes ne soit que marginalement significative peut s'expliquer par la persistance de néophytes «anciennes» (*Robinia pseudoacacia* et *Solidago sp.*) dans des sites perturbés il y a relativement longtemps (40 ans). Les néophytes envahissantes «récentes» (*Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*, *Buddleja davidii*), dont la dissémination était encore faible il y a 40 ans mais qui sont en pleine expansion depuis

une dizaine d'années, ont une plus grande probabilité de se trouver uniquement dans des sites récemment perturbés. Il est donc logique que leur présence soit largement conditionnée par le temps écoulé depuis la perturbation.

En conclusion, la perturbation que représente la coupe totale induit un risque accru d'installation de plantes envahissantes. La non-intervention implique donc à cet égard une plus grande résistance des communautés végétales aux néophytes. Ce résultat est en concordance avec de nombreuses études montrant que les néophytes profitent de perturbations pour se propager (Hobbs & Huenneke 1992, Lozon & MacIsaac 1997, D'Antonio & Meyerson 2002).

Par ailleurs, le risque d'invasion par des néophytes implique au moins deux problèmes de gestion sylvicole. Premièrement, la présence de plantes envahissantes ralentit l'évolution vers la forêt par compétition avec les espèces ligneuses indigènes. Deuxièmement, bien que la forêt finisse en général par reprendre ses droits, la perturbation aura contribué à favoriser leur dissémination vers d'autres milieux perturbés. De plus, les néophytes envahissantes peuvent persister même après la fermeture de la canopée, constituant alors autant de foyers stabilisés de dissémination.

Indicateur de faune xylophile, pics

Notre étude démontre que la non-intervention donne lieu à un écosystème bien plus accueillant pour notre indicateur forestier, les pics, que la coupe totale (figure 6). Ce résultat est donc en accord avec les études ayant établi une relation positive entre la quantité d'arbres morts sur pied et la présence de pics (ou d'oiseaux cavernicoles en général), voir notamment Thomas et al (1979), Welsh & Capen (1992), Bütler (2003), Luder et al (1983) ainsi que Zarnowitz & Manuwal (1985).

Ce résultat incite d'une manière générale à laisser vieillir des portions de forêt et plus particulièrement à renoncer à exploiter ces populecultures. Les pics ne pouvant s'installer que dans des troncs de taille respectable, leur présence coïncide avec l'évolution du peuplement forestier vers des stades de futaies matures (ou sénescentes), ou du moins avec l'apparition progressive ou simplement la présence d'une proportion d'arbres âgés. La présence et les effectifs de pics sont aussi révélateurs d'une importante ressource en insectes, et en particulier en insectes xylophages, qui vivent et se développent dans les mêmes habitats.

Une multitude d'organismes sont en effet spécialisés sur le bois mort ou interviennent à un moment ou à un autre de la longue chaîne de dégradation du bois, de l'arbre sur pied à l'intégration des résidus de lignine dans l'humus forestier (Dajoz 1998). D'une manière générale les chaînes d'organismes



Fig. 6 Trous de pics sur une branche morte de peuplier.

mes liés au cycle de dégradation du bois sont plus riches et surtout plus complètes dans les forêts laissées à une libre évolution ou dans des boisements où on laisse des éléments aller jusqu'à la sénescence que dans celles soumises à l'exploitation, du fait d'une rotation trop rapide des coupes au cours desquelles les gros bois jugés mûrs sont systématiquement éliminés (Scherzinger 1996). Ce phénomène peut être accentué par certaines pratiques sylvicoles, comme par exemple une hygiène forestière excessive où l'on nettoie systématiquement le sous-bois (Albrecht 1991, Grove 2002). La diversité des organismes xylophages est directement liée à la diversité des habitats et microhabitats à disposition du fait de leur grande spécialisation. Ces organismes sont en effet d'une part très exigeants quant au degré de décomposition, à la grosseur des branches et du tronc, ou encore à la position de l'arbre (sur pied ou à terre; Broggi & Willi 1993, Scherzinger 1996). Ils sont d'autre part souvent peu mobiles hors d'un réseau de structures forestières riches en bois mort. Une offre en bois mort insuffisante et peu diversifiée ou encore trop disséminée les menace donc directement. À titre d'exemple, les Coléoptères et les Diptères comprennent un nombre important d'espèces inféodées au bois mort (Broggi & Willi 1993, Dajoz 1998). En Allemagne, la proportion d'espèces de Coléoptères liées au bois mort éteintes ou menacées d'extinction est estimée à 11%, et celle d'espèces en danger à 70% (Scherzinger 1996). Il a aussi été établi que les arbres vieux ou morts de gros diamètre revêtent une importance particulière vis-à-vis de la biodiversité (Nilsson et al 2001, Grove 2002). Pour exemple, notre indicateur «pics», un des organismes situés au sommet de la chaîne alimentaire de la communauté des xylophages, sélectionne nettement les arbres morts de DHP supérieur à 35 cm pour rechercher sa nourriture (Swallow et al 1988). Ces arbres offrent de plus un micro-climat stable au niveau du tronc, ce qui n'est pas systématiquement le cas de ceux de petit diamètre (Bütler 2003, Grove 2002). Dans le cas des populecultures étudiées, les sites de non-intervention les plus intéressants sont ceux dont

le DHP moyen avoisine les 42 ± 1 cm (48 ± 3 cm pour les sites de 30 ans et plus), ce qui est considérable. De vieux peupliers de 70 cm de DHP ont même été mesurés. Ces gros arbres, d'un âge déjà avancé, constituent aujourd'hui déjà des réservoirs de diversité saproxylique et un potentiel élevé de biodiversité micro-animale et végétale si on les laisse mourir sur place.

Synthèse et conclusions

Le type de gestion basé sur la non-intervention apparaît comme le plus approprié du point de vue des aspects de la biodiversité étudiés. La richesse en espèces relativement faible des plantes vasculaires est le seul point négatif relevé pour les sites de non-intervention. Cependant, comme on l'a vu, l'augmentation du nombre d'espèces suite à une coupe totale est principalement due à des espèces annuelles et bisannuelles adaptées aux milieux ouverts, qui ne persistent pas lorsque le couvert forestier se réinstalle. Un autre avantage de la stratégie de non-intervention par rapport à la coupe totale serait une meilleure évolution vers des peuplements naturels du fait d'un apport très progressif de lumière et de matière organique (bois mort) au sol. Cet élément reste cependant à vérifier. La non-intervention permet dans tous les cas de protéger les structures apparues spontanément en sous-bois et qui peuvent présenter un intérêt biologique non négligeable.

Dans le contexte économique actuel et selon la difficulté d'accès aux surfaces de populeuses, l'option de ne pas intervenir peut s'avérer avantageuse puisqu'elle correspond à un coût d'entretien et de gestion minimal. Selon les cas, on peut même imaginer une possibilité d'exploitation du sous-bois spontané plus rapide, que celle du peuplement qui suit une coupe totale. Cette conclusion est par ailleurs en accord avec une étude réalisée sur 175 plantations de peupliers en Flandres, qui conclut que l'établissement spontané d'essences ligneuses dans ces dernières peut être utilisé pour le développement de «peuplements mixtes, bien structurés et multifonctionnels» (Lust et al 2001).

D'autres modes de reconversion, intermédiaires entre la coupe totale et la non-intervention, méritent cependant d'être discutés. Mentionnons par exemple la coupe des peupliers en épargnant le sous-bois, ce qui est cependant difficile à réaliser. L'exploitation partielle, échelonnée dans le temps et dans l'espace, ou l'annelage de tout ou partie des peupliers constituent aussi des options de reconversion envisageables. Une évaluation des effets que pourraient avoir ces modes de gestion sur les trois aspects de biodiversité pris en compte, ainsi que sur d'autres aspects, mériteraient une étude plus approfondie. Une telle étude se révélerait toutefois compli-

quée par le fait qu'il est difficile de trouver des peuplements ayant subi des modes de gestion aussi marqués que ceux décrits ci-dessus. Une méthode plus expérimentale à long terme devrait toutefois permettre de répondre à ces questions.

Nous sommes bien conscients que notre étude se base sur des indicateurs de biodiversité relativement grossiers. Ils ont cependant l'avantage de permettre une évaluation rapide de la situation et la formulation d'un certain nombre de recommandations pour une reconversion des populeuses favorable à certains aspects de la biodiversité. Il va de soi qu'une mesure plus précise de la biodiversité (intégrant d'autres indicateurs) permettrait de formuler des recommandations plus ciblées et ainsi de pratiquer une gestion en faveur de la nature encore plus efficace. ■

Remerciements

Nous remercions MM. P. Cherbuin, P.-A. Coquoz, J.-M. Duruz, J.-L. Gay, D. Gétaz, M. Gratier, P. Hainard, H. Kleiner, G. Monnier, P. Perey, P. Peytregnet, P. Pittet, V. Pleines, L. Robert, A. Rochat, M.-A. Silva.

Etude réalisée comme travail final du MAS en sc., ing. et manag. de l'env., EPF Lausanne (CH). Direction: Prof. R. Schlaepfer.

Bibliographie

- ALBRECHT L (1991) Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwiss Cent.bl 110: 106–113.
- BARSIG M (2004) Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen Wertigkeit von Hybrid- und Schwarzpappeln. Koblenz: Bundesanstalt Gewässerkunde. 31 p.
- BROGGI MF, WILLI G (1993) Réserves forestières et protection de la nature. Bâle: Ligue Suisse pour la Protection de la Nature, contributions 14. 76 p.
- BÜTLER R (2003) Dead wood in managed forests: how much and how much is enough? Development of a snag-quantification method by remote sensing & GIS and snag targets based on Three-toed woodpeckers' habitat requirements. Lausanne: Ecole Polytechnique Fédérale, PhD Thesis 2761. 184 p.
- DAJOZ R (1998) Les insectes et la forêt. Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier. Paris: Lavoisier Tec & Doc. 594 p.
- D'ANTONIO C, MEYERSON LA (2002) Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. Restor Ecol 10: 703–713.
- DELARZE R, CIARDO F (1999) Culture du peuplier et espèces de la liste rouge. Forêt 52 (12): 20–22.
- FROCHOT B, FAIVRE B, GODREAU V, ROCHÉ J (2003) Des oiseaux dans la ripisylve. In: Piégay H, Pautou G, Ruffinoni C, éditeurs. Les forêts riveraines des cours d'eau – écologie, fonctions et gestion. Paris: Institut pour le développement forestier. pp. 156–168.
- GROVE SJ (2002) Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annu Rev Ecol Syst 33: 1–23.

- HOBBS RJ, HUENNEKE LF (1992) Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conserv Biol* 6: 324–337.
- LANDOLT E (1977) *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veröff Geobot Inst Eidgenöss Tech Hochsch, Stift Rübel Zür 64: 1–208.
- LAQUERBE M (2000) Species richness and phytomass in understory cultivated poplar groves at the margin of the Garonne (South-West France). *Ann For Sci* 57: 767–776.
- LARSSON TB, EDITOR (2001) *Biodiversity evaluation tools for European forests*. Oxford: Blackwell. 240 p.
- LAUBER K, WAGNER G (2000) *Flora Helvetica: flore illustrée de Suisse*. Bern: Haupt.
- LEGENDRE P, LEGENDRE L (1998) *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier, 2 ed. 853 p.
- LEMON PE (1956) A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *For Sci* 2: 314–320.
- LOZON JD, MACISAAC HJ (1997) Biological invasions: are they dependent on disturbance? *Environ Rev* 5 (2): 131–144.
- LUDER R, SCHWAGER G, PFISTER HP (1983) Häufigkeit höhlen- und nischbrütender Vogelarten auf Wald-Testflächen im Kanton Thurgau und ihre Abhängigkeit von Dürrholzvorkommen. *Ornithol Beob* 80: 273–280.
- LUST N, KONGS T, NACHTERGALE L, DE KEERSMAEKER L (2001) Spontaneous ingrowth of tree species in poplar plantations in Flanders. *Ann For Sci* 58: 861–868.
- MARTINSEN GD, WHITHAM TG (1994) More birds nest in hybrid cottonwood trees. *Wilson Bull* 106: 474–481.
- NILSSON SG, HEDIN J, NIKLASSON M (2001) Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral Forests. *Scand J For Res* 16 (Suppl 3): 10–26.
- OFEFP (1996) *Caractéristiques de la sylviculture proche de la nature*. Berne: Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, annexe complémentaire du 25 novembre 1996 à la circulaire OFEFP D+F 7. 1 p.
- PAILLASSA E (2002) *Peuplier, biodiversité et paysage*. Forêt-entreprise 144: 49–53.
- PELTZER DA, BAST ML, WILSON SD, GERRY AK (2000) Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *For Ecol Manage* 127: 191–203.
- PYKÄLÄ J (2004) Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *Appl Veg Sci* 7 (1): 29–34.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2003) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- ROULIER C, TEUSCHER F, WEBER B (1999) *Concept de gestion des forêts alluviales*. Berne: Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage. 94 p.
- SCHERZINGER W (1996) *Naturschutz im Wald – Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Stuttgart: Ulmer. 447 p.
- SWALLOW SK, HOWARD RAJ, GUTIERREZ RJ (1988) Snag preferences in woodpecker foraging in a northeastern hardwood forest. *Wilson Bull* 100: 236–246.
- TER BRAAK CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167–1179.
- TEWS J ET AL (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J Biogeogr* 31: 79–92.
- THOMAS JW, ANDERSON RG, MASER C, BULL EL (1979) *Snags*. In: Thomas JW, editor. *Wildlife habitats in managed forests – the Blue Mountains of Oregon and Washington*. Washington: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Agricultural Handbook 553. pp. 60–77.
- WEIH M, KARACIC A, MUNKERT H, VERWIJST T, DIEKMANN M (2003) Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden). *Basic Appl Ecol* 4 (2): 149–156.
- WELSH CJE, CAPEN DE (1992) Availability of nesting sites as a limit to woodpecker populations. *For Ecol Manage* 48: 31–41.
- ZARNOWITZ JE, MANUWAL DA (1985) The effects of forest management on cavity-nesting birds in northwestern Washington. *J Wildl Manage* 49 (1): 255–263.
- ZOLLINGER JL, GENOUD M (1979) *Etude comparée de l'avifaune de ripisylves et de populicultures aux Granges (Vaud)*. *Nos Oiseaux* 35 (2): 45–64.

Reconversion de populicultures et biodiversité

Les effets des plantations de peupliers (populicultures) sur la biodiversité ne sont pas complètement élucidés. Dans le contexte actuel de reconversion de ces peuplements en forêts plus naturelles, il apparaît plus important encore de connaître les effets de différentes stratégies sur la richesse biologique. Notre étude a évalué les impacts de la coupe totale, respectivement de la non-intervention, sur les indicateurs suivants de la biodiversité: la richesse et la composition floristique, la présence de plantes envahissantes, et la présence de pics.

La richesse floristique des sites de coupes totales n'était pas significativement plus élevée que celle des sites de non-intervention. La non-intervention apparaît comme plus adéquate d'une part parce que les néophytes envahissantes étaient nettement moins présentes dans les sites de non-intervention et d'autre part parce que cette stratégie permet de maintenir une quantité de bois mort (sur pied et à terre) suffisante pour que des espèces cavernicoles comme les pics trouvant nourriture et site de nidification dans un même milieu.

Renaturierung von Pappelbeständen und Artenvielfalt

Der Einfluss von Pappelkulturen auf die Biodiversität ist noch nicht vollständig geklärt. Heute werden solche Kulturen häufig in naturnahere Bestände überführt. Dabei ist es wichtig zu wissen, wie sich die verschiedenen Renaturierungsstrategien auf die biologische Vielfalt auswirken. In der vorliegenden Studie wurde untersucht, welchen Einfluss die zwei Behandlungsstrategien «Räumen» respektive «Belassen» der Pappelbestände auf die drei ausgewählten Biodiversitätsindikatoren «Reichtum und Zusammensetzung der Flora», «Vorkommen von invasiven Pflanzen» und «Spechtvorkommen» haben.

In den geräumten Flächen wurde keine signifikant höhere Pflanzen-Artenzahl gefunden. Das Belassen der Pappelbestände scheint zweckmässiger zu sein, da in den belassenen Flächen deutlich weniger invasive Neophyten vorkommen und mit dieser Strategie eine genügend grosse Menge an stehendem und liegendem Totholz im Bestand bleibt, welche den Totholzbewohnern wie beispielsweise dem Specht Nahrung und Nistmöglichkeiten bietet.